Australian Government

PHÒNG NGỪA NƯỚC THẢI CÓ AXÍT VÀ KIM LOẠI

Chương trình Phương thức Tiên tiến về Phát triển Bền Vững dành cho Ngành Khai thác Mỏ

Tháng 8 năm 2016

INDUSTRY.GOV.AU | DFAT.GOV.AU

PHÒNG NGỪA NƯỚC THẢI CÓ AXÍT VÀ KIM LOẠI

Chương trình Phương thức Tiên tiến về Phát triển Bền Vững dành cho Ngành Khai thác Mỏ

Tháng 8 năm 2016

INDUSTRY.GOV.AU | DFAT.GOV.AU

Bãi miễn Trách nhiệm

Chương trình Phương thức Tiên tiến về Phát triển Bền Vững dành cho Ngành Khai thác Mỏ.

Ấn phẩm này do nhóm công tác gồm các chuyên gia, ngành công nghiệp cùng các đại diện chính phủ và phi chính phủ soạn thảo. Chúng tôi xin cảm tạ công lao của các thành viên trong Nhóm Công tác.

Các quan điểm và ý kiến trình bày trong ấn phẩm này không nhất thiết phản ảnh các quan điểm và ý kiến của Chính phủ Úc hoặc Tổng trưởng Ngoại giao, Tổng trưởng Mậu dịch và Đầu tư và Bộ Tài nguyên, Năng lượng và Bắc Úc.

Trong khi mọi nỗ lực hợp lý đã được thực hiện để đảm bảo các nội dung trong ấn phẩm này là chính xác, Liên bang Úc không chịu trách nhiệm về độ chính xác hay đầy đủ của nội dung và sẽ không chịu trách nhiệm đối với bất kỳ tổn thất hoặc thiệt hại nào có thể xảy ra trực tiếp hoặc gián tiếp vì sử dụng, hay dựa vào nội dung ấn phẩm này.

Người sử dụng cẩm nang này nên nhớ rằng ấn phẩm này chỉ nhằm mục đích làm tài liệu tham khảo tổng quát và không nhằm thay thế việc cần nhờ người làm cố vấn chuyên môn phù hợp với tình huống cụ thể của từng người sử dụng. Những công ty và sản phẩm được đề cập trong tài liệu này không nên được xem như là Chính phủ Úc đã chứng thực những công ty này hay sản phẩm của họ.

Việc hỗ trợ cho LPSDP được cung cấp bởi các chương trình viện trợ của Úc do Bộ Ngoại giao và Mậu dịch quản lý dựa trên giá trị của các báo cáo trong việc cung cấp các hướng dẫn thiết thực và trường hợp nghiên cứu cho việc sử dụng và ứng dụng tại các nước đang phát triển.

Bên trái Trang Bìa: sự thấm qua của AMD để lại những lớp cặn lắng trắng ở hạ lưu bãi đá thải được che đậy

Giữa Trang Bìa: Hố ngập axít một phần cho thấy đá vách sunphít bị ôxy hoá

Bên phải Trang bìa: Nhà máy xử lý nước với các liều vôi hạn chế

Tất cả hình ảnh bìa: D Jones

© Liên bang Úc năm 2016

Tài liệu này có bản quyền. Ngoài những việc sử dụng được cho phép theo *Đạo luật Bản quyền (Copyright Act) 1968,* cấm sao chép bằng bất kỳ hình thức nào khi chưa được Liên bang Úc cho phép trước bằng văn bản. Mọi yêu cầu và thắc mắc về việc sao chép và những quyền hạn đều phải gửi đến Ban Quản lý Bản quyền Liên bang Úc (Commonwealth Copyright Administration), Bộ Chưởng lý (Attorney-General's Department), Văn phòng Robert Garran, National Circuit, Canberra ACT 2600 hoặc gửi đến www.ag.gov.au/cca.

Tháng 8 năm 2016.

Mục lục

LỜI CẢM TẠ vi
LỜI TỰA viii
1.0 PHẦN GIỚI THIỆU 1
1.1 Phạm vi của cẩm nang này và ai nên sử dụng chúng 1
1.2 Tổng quan về các vấn đề 2
1.3 Phát triển bền vững 4
2.0 TÌM HIỂU VỀ NƯỚC THẢI CÓ AXÍT VÀ KIM LOẠI 7
2.1 Các loại AMD 7
2.2 Những chỉ dấu của AMD 8
2.3 Sự sản sinh ra AMD 12
2.4 Tự sinh nhiệt và tự bốc cháy 15
2.5 Axít và độ chua 15
2.6 Khối Axít 16
2.7 Các nguồn AMD 17
2.8 Yếu tố ảnh hưởng đến mức độ sản sinh ra AMD 21
3.0 TỔNG QUAN PHƯƠNG THỨC TIÊN TIẾN 22
3.1 Trước khi khai thác mỏ 23
3.2 Hoạt động 23
3.3 Đóng mỏ 30
4.0 PHÂN LOẠI ĐẶC TÍNH VẬT LIỆU MỎ VÀ TIÊN ĐOÁN AMD 38
4.1 Tổng quan 38
4.2 Lấy mẫu để mô tả đặc tính 43
4.3 Thử nghiệm địa hoá tĩnh 47
4.4 Lập mô hình khối AMD và bảng phụ lục các vật liệu 57
4.5 Thử nghiệm địa hóa động 64
4.6 Gia tăng kết quả thử nghiệm tại phòng thí nghiệm 73
4.7 Ước đoán và lập mô hình việc sản sinh và tốc độ phóng thích chất ô nhiễm 75
5.0 THẨM ĐỊNH NGUY CƠ DO AMD GÂY RA 78
5.1 Nguy cơ và trách nhiệm—bài học từ cuộc tái duyệt của công ty 79
5.2 Nguy cơ AMD ở các mỏ đã khai thác 84
5.3 Xác định và bảo vệ các giá trị môi trường 90
5.4 Khuôn khổ thẩm định nguy cơ AMD với môi trường 93
6.0 QUẢN LÝ VẬT LIỆU SUNPHÍT ĐỂ NGĂN NGỪA AMD 97
6.1 Quản lý bãi đá thải để giảm thiểu AMD 98
6.2 Quản lý chất thải mỏ để giảm thiểu AMD 120
6.3 Hệ thống phủ đất lên trên đá thải và chất thải mỏ 131
6.4 Trộn lẫn và cùng đổ chung chất thải 135
6.5 Mỏ ngầm dưới đất 136
6.6 Hồ mỏ 136
6.7 Các vị trí mỏ đã khai thác 144
6.8 Vị trí mỏ đã bỏ hoang/di sản 145

7.0 XỬ LÝ AMD 152
7.1 Tại sao và khi nào chúng ta cần xử lý? 152
7.2 Những cân nhắc tổng quát về việc tuyển chọn hệ thống xử lý 153
7.3 Kỹ thuật xử lý—chủ động hay thụ động? 154
8.0 KHUÔN PHỔ PHÁP ĐỊNH ĐỂ THẨM ĐỊNH VÀ QUẢN LÝ AMD 169
8.1 Giới thiệu 169
8.2 Vai trò của các chính phủ tiểu bang và lãnh địa 170
8.3 Vai trò của Chính phủ Liên bang Úc 171
8.4 Tác động tích lũy của AMD 172
8.5 Các xem xét không luật định đối với các nhà điều hành mỏ 172
8.6 Các khu mỏ bỏ hoang hay di sản 173
8.7 Hoạt động khai mỏ quốc tế 174
9.0 ĐÁNH GIÁ VÀ THEO DÕI HIỆU SUẤT 176
9.1 Giới thiệu 176
9.2 Đánh giá hiệu suất 176
9.3 Mô hình khái niệm khu mỏ của tiến trình AMD 177
9.4 Theo dõi 178
9.5 Lưu trữ dữ liệu, đánh giá và báo cáo 180
10.0 GIAO LƯU CÁC VẤN ĐỀ AMD VỚI CÁC BÊN CÓ QUYỀN LỢI LIÊN QUAN VÀ CÁC NHÀ ĐẦU TƯ 182
10.1 Tổng quan 182
10.2 Khuôn khổ báo cáo 183
10.3 Đóng mỏ và phục hồi 184
11.0 NHỮNG CHÚ Ý KHI ĐÓNG MỎ VÀ CÁC CƠ HỘI TRONG TƯƠNG LAI 184
11.1 Bức tranh toàn cảnh 186
11.2 Kỹ thuật phòng ngừa và giảm bớt 186
11.3 Theo dõi, báo cáo và giấy phép xã hội để hoạt động 188
PHỤ LỤC 1 189
BẢNG CHÚ GIẢI THUẬT NGỮ 195
THAM KHẢO 201

TRƯỜNG HỢP NGHIÊN CỨU:

Trường hợp nghiên cứu 1: Lập kế hoạch cho toàn thời gian hoạt động của mỏ để theo dõi khi đóng mỏ và sau khi đóng mỏ, mỏ vàng Kelian, Nam Dương 31

Trường hợp nghiên cứu 2: Sử dụng dữ liệu mô tả đặc tính để chỉ đạo việc quản lý thích hợp chất thải khai thác mỏ than PAF tại mỏ than Stockton, Tân Tây Lan 59

Trường hợp nghiên cứu 3: Các dữ liệu tĩnh và động trong sách lược quản lý vật liệu PAF, Hoạt động ở Thung lũng Newcrest Cadia, New South Wales 68

Trường hợp nghiên cứu 4: Quản lý chất thải phiến nham PAF dựa trên các khung thẩm định nguy cơ AMD của Rio Tinto, Quặng sắt Rio Tinto, vùng Pilbara, Tây Úc 82

Trường hợp nghiên cứu 5: Đối tác công-tư hợp doanh để tạo điều kiện dễ dàng cho các hoạt động kinh tế tiếp diễn và để cải thiện viễn ảnh đóng cửa đối với các mỏ đã khai thác, Savage River Mine ở Tasmania 85

Trường hợp nghiên cứu 6: việc theo dõi dài hạn cho thấy sự thành công của cấu trúc từ dưới đất lên để chứa đá thải, Mỏ Martha, Tân Tây Lan 107

Trường hợp nghiên cứu 7: Cấu trúc WRD với sự nén dần giữa các khoảng cách, mỏ PanAust, Lào 112

Trường hợp nghiên cứu 8: Loại bỏ sunphít từ chất thải mỏ để cải thiện viễn ảnh đóng cửa, mỏ Ok Tedi, Pa-pua Niu Ghi-nê. 125

Trường hợp nghiên cứu 9: Hồ mỏ ngập trong chế độ nước chảy ngang qua, hồ Kepwari, mỏ than Collie, Tây Úc 141

Trường hợp nghiên cứu 10: Kế hoạch phục hồi đối với mỏ di sản ở Rum Jungle, Bắc Úc 146

Trường hợp nghiên cứu 11: Xử lý chủ động nước mỏ tại các khu mỏ di sản trước khi xả thải nước đã xử lý vào một con sông, khu mỏ di sản Mount Morgan, Queensland 158

Trường hợp nghiên cứu 12: Xử lý tích cực nước mỏ để sử dụng tại hiện trường và là nước uống cho thành phố, eMalahleni, Nam Phi 161

LỜI CẢM TẠ

Chương trình Phương thức Tiên tiến về Phát triển Bền Vững do Ủy ban Chỉ đạo đứng đầu là Bộ Công nghiệp, Du Lịch và Tài nguyên quản lý. 17 chủ đề của chương trình được các nhóm công tác của chính phủ, ngành công nghiệp, nghiên cứu, học thuật và đại diện cộng đồng soạn thảo. Cẩm nang về phương thức tiên tiến đã không thể hoàn tất nếu không có sự cộng tác và tham gia tích cực của tất cả mọi thành viên trong tổ công tác, và chủ nhân của họ đã đồng ý cho các thành viên này bỏ thời giờ và chuyên môn dành cho chương trình. Chúng tôi cũng xin đặc biệt cảm tạ các công ty khai thác hầm mỏ, các bộ trong chính phủ và các tổ chức khác đã đóng góp các trường hợp nghiên cứu để minh chứng về việc áp dụng các phương thức tiên tiến. Và cũng xin được đặc biệt cảm tạ những cá nhân và tổ chức dưới đây đã đóng góp vào việc soạn thảo cẩm nang này.

CỘNG TÁC VIÊN	THÀNH VIÊN	LIÊN LẠC
	Ts. David Jones Tác giả Hàng đầu Sự xuất sắc về Môi trường của DR Jones	drdrjjones@gmail.com
EARTH SYSTEMS Environment | Water | Sustainability	Ts. Jeff Taylor Giám đốc Earth Systems (Hệ thống Đất)	www.earthsystems.com.au
EARTH SYSTEMS Environment | Water | Sustainability	Bà Sophie Page Kỹ sư Môi trường Hệ thống Đất	www.earthsystems.com.au
Golder Associates	Ts. CD McCullough Khoa học gia Trưởng về Môi trường Golder Associates Pty Ltd	www.golder.com
RioTinto	Ts. Paul Brown Cố vấn Trưởng Rio Tinto, Melbourne	www.riotinto.com
srk consulting	Ts. Andrew Garvie Cố vấn trưởng (Địa Môi trường) Công ty Cố vấn SRK	www.srk.com.au
Government of Western Australia Department of Environment Regulation	Steve Appleyard Chuyên viên trưởng Địa chất Thủy văn Bộ Môi trường WA Quy định	www.der.wa.gov.au/
EGi ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY INTERNATIONAL	Ts. Stuart Miller Cố vấn Trưởng về Môi trường Công ty Địa Hoá Học Quốc Tế Pty Ltd	www.geochemistry.com.au
	Corinne Unger	Kasung@bigpond.com

CỘNG TÁC VIÊN	THÀNH VIÊN	LIÊN LẠC
NORTHERN TERRITORY GOVERNMENT	Tania Laurencont Khoa học gia Trưởng về Khai thác Hầm mỏ Bộ Hầm mỏ và Năng lượng NT	www.nt.gov.au/d/Minerals_Energy
	Ts. Stephen Slater Giám đốc Công ty Môi trường Stephen Slater Công ty Tư vấn Pty Ltd	steve.slater46@gmail.com
THE UNIVERSITY OF QUEENSLAND AUSTRALIA	Giáo sư David Williams Trung tâm Địa Cơ Học về Khai thác Hầm mỏ và Xây dựng Trường kỹ thuật Trường Đại học Queensland	www.uq.edu.au/geomechanics
O'Kane Consultants Inc.	Peter Scott Tổng Giám Đốc Úc Chuyên viên Địa Hoá học Trưởng Công ty Cố vấn O'Kane Pty Ltd	www.okane-consultants.com
NORTHERN TERRITORY GOVERNMENT	Mike Fawcett Giám Đốc Khắc phục Khai thác Mỏ Phân bộ Khắc phục Khai thác Mỏ Nha Hầm mỏ Bộ Hầm mỏ và Năng lượng NT	www.nt.gov.au/d/Minerals_Energy
NORTHERN TERRITORY GOVERNMENT	Peter Waggitt Giám đốc Tuân thủ Khai thác Mỏ Phân bộ Tuân thủ Nha Hầm mỏ Bộ Hầm mỏ và Năng lượng NT	
RGS LEADERS IN MINING GEOCHEMISTRY	Tiến sĩ Alan Robertson Chuyên viên Tái duyệt Độc lập Giám đốc Địa Hoá Học Công ty Môi trường RGS Pty Ltd	www.rgsenv.com

LỜI TỰA

Bộ cẩm nang *Chương trình Phương thức Tiên tiến về Phát triển Bền Vững dành cho Ngành Khai thác Mỏ* đã được soạn thảo để chia sẻ kinh nghiệm và chuyên môn hàng đầu thế giới của Úc trong việc quản lý và lập kế hoạch khai thác mỏ. Các cẩm nang này cung cấp những hướng dẫn thiết thực về các khía cạnh môi trường, kinh tế và xã hội xuyên suốt tất cả các giai đoạn khai thác mỏ, từ thăm dò đến xây dựng, hoạt động và đóng mỏ.

Úc là quốc gia dẫn đầu thế giới về khai thác mỏ, và chuyên môn quốc gia của chúng ta đã được sử dụng để đảm bảo rằng các cẩm nang này cung cấp những hướng dẫn đương đại và hữu ích về phương thức Tiên tiến.

Bộ Công nghiệp, Sáng tạo và Khoa học của Úc đã cung cấp việc quản lý và phối hợp kỹ thuật và điều hợp cho các cẩm nang này cùng với các đối tác công nghiệp tư nhân và chính phủ tiểu bang. Chương trình viện trợ nước ngoài của Úc, do Bộ Ngoại giao và Mậu dịch quản lý, đã đồng tài trợ cho việc cập nhật các cẩm nang này để ghi nhận những vai trò trung tâm của lĩnh vực khai thác mỏ đối với việc thúc đẩy tăng trưởng kinh tế và giảm nghèo.

Khai thác mỏ là ngành công nghiệp toàn cầu, và các công ty Úc là những nhà đầu tư và dò tìm tích cực tại gần như tất cả các tỉnh khai thác mỏ trên toàn thế giới. Chính phủ Úc công nhận rằng một ngành công nghiệp khai thác tốt hơn có nghĩa là sẽ có tăng trưởng nhiều hơn, có thêm công ăn việc làm, đầu tư và thương mại, và những lợi ích này nên đem lại các tiêu chuẩn sống cao hơn cho toàn thể mọi người.

Một cam kết mạnh mẽ với phương thức tiên tiến trong việc phát triển bền vững là rất quan trọng để đạt được sự toàn hảo trong việc khai thác mỏ. Khi áp dụng phương thức tiên tiến, các công ty có thể cung cấp giá trị lâu dài, duy trì danh tiếng của họ về chất lượng trong một môi trường đầu tư cạnh tranh và đảm bảo sự hỗ trợ mạnh mẽ của cộng đồng chủ nhà và chính phủ. Am hiểu phương thức tiên tiến cũng là điều cần thiết để quản lý các rủi ro và đảm bảo rằng ngành khai thác mỏ phát huy trọn vẹn tiềm năng của mình.

Mục đích của những cẩm nang này là cung cấp thông tin cần thiết cho các nhà khai thác mỏ, các cộng đồng và các nhà quản lý, trong những cẩm nang này có các trường hợp nghiên cứu để hỗ trợ tất cả các lĩnh vực của ngành khai thác mỏ, trong và ngoài các yêu cầu pháp định.

Chúng tôi đề nghị quý vị đọc những cẩm nang *Phương thức Tiên tiến* này và hy vọng rằng quý vị sẽ có thể áp dụng chúng vào thực tế.

Dân biểu Matt Canavan
Bộ Tài nguyên và Bắc Úc

Bà Julie Bishop MP
Tổng trưởng Ngoại giao

1.0 PHẦN GIỚI THIỆU

Các ý chính

- Bất kỳ một hoạt động khai thác hầm mỏ nào làm cho những chất liệu khai thác được tiếp xúc với không khí và nước đều có khả năng gây ra tình trạng ô nhiễm nước liên tục.
- Khả năng nước thải từ quặng mỏ bị ô nhiễm cần phải được đánh giá đầy đủ trước khi khởi công khai thác mỏ. Điểm chú trọng chính là ngăn ngừa hay giảm thiểu thay vì phải thu hồi và xử lý
- Trong khi chi phí của việc quản lý tích cực các chất thải có sunphít trong quá trình hoạt động để tránh sự thành lập nước thải có acít và kim loại (acid and metalliferous drainage (AMD)) có thể đáng kể, thế nhưng nó thường là không bao nhiêu khi so sánh với chi phí dài hạn có thể phải gánh chịu khi phải thực hiện ngược trở lại các sách lược kiểm soát và xử lý.
- Phương thức tiên tiến trong lãnh vực này tiếp tục tiến hóa-không có cách giải quyết nhanh chóng hay một giải pháp duy nhất nào có thể áp dụng được cho mọi trường hợp đối với vấn đề AMD, và thường phải cần đến kinh nghiệm chuyên môn để triển khai các sách lược quản lý thích hợp nhất.
- Dù có các thí dụ về phương thức tiên tiến trên toàn khắp ngành công nghệ (xem các trường hợp nghiên cứu trong cẩm nang này), các nguyên tắc phương thức tiên tiến để quản lý những rủi ro về AMD đã không được thông hiểu hay áp dụng rộng rãi.

1.1 Phạm vi của cẩm nang này và ai nên sử dụng chúng

Cẩm nang này đề cập và giải quyết đề mục nước thải chứa axít và kim loại (acid and metalliferous drainage (AMD)) là một yếu tố quan trọng trong nhiều vấn đề nằm trong Chương trình Phương thức Tiên tiến về Phát triển Bền vững dành cho Ngành Khai thác Mỏ. Mục đích của chương trình này là định ra những vấn đề trọng yếu ảnh hưởng đến việc phát triển bền vững trong ngành khai thác hầm mỏ và cung cấp các thông tin và các trường hợp nghiên cứu để minh họa phương thức bền vững hơn cho ngành công nghiệp này.

Trọng tâm của cẩm nang này là để ngăn ngừa việc sản sinh ra AMD từ những chất liệu có sunphít, cùng với việc quản lý những AMD hiện hữu và tiếp đó là xử lý AMD. Phương pháp này đồng nhất với những hệ thống giảm thiểu rủi ro hiện tại.

Tuy nhiên, việc xảy ra chỉ một số ít khoáng chất có hàm lượng sunfít thấp, hay thực tế không có sunfít không có nghĩa là các chất khai thác được từ mỏ (hay vật liệu lộ ra do việc khai thác mỏ, chẳng hạn như đá vách mỏ) sẽ không sản sinh ra nước thải, thí dụ như nước thải trung tính kim loại (neutral metalliferous drainage (NMD)) và nước thải có muối (saline drainange (SD)) như được định nghĩa ở Phần 2, có thể gây nguy hại cho môi trường tiếp nhận các chất này. Vì lý do này, mỗi loại vật liệu được khai thác từ mỏ, phải được thẩm định dựa trên các phẩm chất của nó trong khuôn khổ chương trình mô tả đặc tính của vật liệu mỏ để bảo đảm các chất thải được quản lý thích hợp.

Cẩm nang này đề cập đến tất cả các giai đoạn của dự án khai thác mỏ từ giai đoạn thăm dò và nghiên cứu tính khả thi cho tới giai đoạn hoạt động và đóng mỏ. Nó áp dụng được cho các đặc tính thăm dò, các mỏ đang hoạt động và đã ngưng hoạt động, đất ô nhiễm và vị trí đã khai thác mỏ. Nó chủ yếu nhằm mục đích là tài liệu cho các nhà quản lý mỏ, những nhà hoạch định mỏ, các nhân viên hoạt động tại hiện trường chịu trách nhiệm triển khai, thực hiện và báo cáo các kết quả của kế hoạch quản lý AMD. Tuy nhiên, nội dung của cẩm nang này cũng là tài liệu cho các nhân viên tham vấn, các cơ quan công quyền và các tổ chức giám sát, các tổ chức phi chính phủ, các nhóm cộng đồng và sinh viên học sinh có quan tâm.

AMD là đề tài phức tạp, vì vậy chúng tôi cung cấp một khối lượng đáng kể nội dung kỹ thuật để đáp ứng nhu cầu về thông tin của những người làm việc tại hiện trường các khu mỏ chịu trách nhiệm triển khai và thực hiện kế hoạch quản lý AMD. Độc giả có thể có được một giới thiệu rất đầy đủ về đề tài, và những vấn đề quản trị chính yếu cần được giải quyết bằng cách đọc phần 1–3 và những thông báo chính yếu cùng các phần giới thiệu trong mỗi của những phần dưới đây

- Phần 2 mô tả những loại AMD khác nhau và cách chúng được sản sinh ra như thế nào.
- Phần 3 là tổng quan về phương thức tiên tiến để phòng ngừa AMD.
- Phần 4 cung cấp các công cụ để giải quyết những vấn đề về quản trị được nêu trong Phần 3 và mô tả cách thức tiên đoán tầm cỡ của vấn đề AMD và lập mô hình nó.
- Phần 5 thảo luận về cách thức những yếu tố đó có thể được kết hợp vào trong việc thẩm định nguy cơ AMD.
- Phần 6 sơ lược kế sách hạn chế việc sản sinh và phóng thích AMD.
- Phần 7 mô tả phương thức xử lý AMD đã được sản sinh ra.
- Phần 8 giải quyết những lãnh vực pháp định về AMD.
- Phần 9 mô tả cách thức theo dõi AMD ở đâu, và khi nào.
- Phần 10 xem xét 'giấy phép xã hội để hoạt động' và các lãnh vực giao tiếp với những bên có quyền lợi liên quan.

1.2 Tổng quan về các vấn đề

Sự tiên đoán và quản lý việc sản sinh ra AMD để giảm thiểu nguy cơ đối với sức khỏe của con người và môi trường là một trong những thử thách chính mà ngành khai thác hầm mỏ phải đối phó. Bất kỳ hình thức khai thác hầm mỏ nào, khai thác đá hay hoạt động khai quật nào làm cho các khoáng chất tiếp xúc với nước và không khí đều có khả năng gây ra ô nhiễm nước. Trong khi một số loại hoạt động khai thác hầm mỏ đã tiến hóa từ hoạt động cấp cao, trọng tải thấp ngầm dưới đất cho đến hoạt động trọng tải lớn (với tỷ lệ tách quặng cao tiêu biểu), hoạt động cấp thấp ở các mỏ khai thác lộ thiên trong thời gian 30 đến 40 năm qua, khối lượng vật liệu trên mặt đất có khả năng tạo ra AMD đã gia tăng theo cấp số nhân.

AMD cũng có thể là hậu quả của việc gây xáo trộn đất có axít sunfát có thể xảy ra một cách tự nhiên trong môi trường địa chất gần đây ở các cửa sông và những vùng lầy rừng ngập mặn. AMD xuất phát từ nguồn gốc này thường có liên hệ với việc khai thác hầm mỏ của lớp lắng cặn cát khoáng ở những địa điểm cận duyên hay địa hình thấp. Việc mô tả đặc tính và sự quản lý vật liệu đất axít sunphát có thể tương tự như những điều được sử dụng cho vật liệu chứa Sunphít tại các khu mỏ.[1]

Tất cả những vật liệu có chứa sunphít có khả năng, khi tiếp xúc với nước và không khí, sản sinh ra nước rỉ và/hay nước thải với nồng độ chất hoà tan ngày càng tăng. Vấn đề chính yếu cần được giải quyết là mức độ vấn đề này có thể xảy ra và liệu nguy cơ đối với môi trường có nghiêm trọng đến độ cần phải làm hạ bớt để có được kết quả có thể chấp nhận được hay không. Cẩm nang này trình bày:

- công cụ cần thiết để ước lượng tầm cỡ của nguy cơ
- sách lược cần thiết để quản lý những vật liệu đã được khai thác nhằm giảm thiểu nguy cơ đến một mức độ chất cặn lắng có thể chấp nhận được
- phương thức xử lý có thể được sử dụng để giải quyết sự thẩm thấu và nước chảy ra kém chất lượng trong trường hợp xảy ra.

1 Xem Dobos (2005) và Ahem và cộng sự (2014) để được hướng dẫn thêm

AMD có thể có tính axít cao (độ pH thấp) và chứa nồng độ cao kim loại, á kim và các ion chính và nồng độ ôxy hoà tan thấp. Vì vậy nó có thể gây ra nguy cơ quan trọng cho đời sống thủy sản, thảm thực vật dọc bờ sông và việc sử dụng nguồn nước của con người trong nhiều cây số ở vùng hạ lưu từ nơi nó nhập vào một thủy lộ. Ở nhiều nơi trên thế giới, các cộng đồng địa phương trông cậy vào các thủy lộ làm phương tiện sinh nhai. Nước sạch chủ yếu để uống, tưới tiêu cho hoa màu, làm nguồn nước cho gia súc và quan trọng để duy trì hệ sinh thái thủy sản kể cả đời sống của các loài thủy sản dùng làm thực phẩm.

Các hoạt động khai thác hầm mỏ trong quá khứ đã có lúc gây phương hại cho hệ sinh thái và đã có tác động rất nghiêm trọng đối với các cộng đồng. Ngày nay những cách thức hoạt động kém cỏi như vậy không còn xảy ra nếu như việc khai thác hầm mỏ được xã hội chấp nhận trong khuôn khổ chương trình phát triển kinh tế bền vững. Việc quản trị thành công AMD rất quan trọng để bảo đảm các hoạt động khai thác hầm mỏ đáp ứng được các quy định nghiêm ngặt về môi trường và kỳ vọng của cộng đồng và duy trì được giấy phép xã hội để hoạt động của ngành công nghiệp.

Một khi hoạt động khai thác hầm mỏ đã ngưng, nước kém chất lượng từ việc sản sinh ra AMD có thể tiếp tục gây phương hại cho môi trường, sức khỏe và đời sống con người trong hàng thập kỷ hay ngay cả hàng thế kỷ. Lấy tỷ dụ như một khu mỏ ở vùng Iberian Pyrite Belt ở Tây Ban Nha đã sản sinh ra AMD trong hơn 2.000 năm.

Bước quan trọng trong việc quản lý phương thức tiên tiến đối với AMD là thẩm định nguy cơ này càng sớm càng tốt. 'Nguy cơ' bao gồm các nguy cơ về môi trường, sức khỏe con người, thương mại, danh tiếng, luật pháp và pháp định. Việc đánh giá lũy tiến nguy cơ AMD, bắt đầu trong giai đoạn thăm dò, và tiếp tục qua giai đoạn đánh giá tính khả thi, cung cấp dữ liệu cần thiết để lượng định những tác động có thể xảy ra và chi phí quản lý trước khi có xáo trộn đáng kể các vật liệu có sunphít. Khi dự án được xúc tiến ở những vị trí mà AMD có thể là một nguy cơ, khi ấy cần phải tập trung các nỗ lực vào việc phòng tránh hay giảm thiểu, hơn là kiểm soát hay xử lý.

Một hầm mỏ đã ngưng hoạt động hay hoạt động đã lâu đời nơi mà những mô tả đặc tính của vật liệu được khai thác có thể gây ra AMD và/hay cách quản trị nước thải do kết quả của việc khai thác không đạt yêu cầu, việc khắc phục nặng nề và chi phí xử lý có thể tiếp tục làm giảm bớt lợi nhuận của công ty đang hoạt động. Chữ 'xử lý vĩnh cửu' đã được đưa vào từ vựng khai thác hầm mỏ hiện đại là kết quả của vấn đề AMD bất trị ngăn cản việc chấm dứt hẳn các hợp đồng khai thác mỏ mặc dù công ty đã ngưng các hoạt động khai thác. Những tình thế như vậy không phù hợp với cách thực hành khai thác hầm mỏ bền vững và phải được tránh ở các mỏ mới bằng cách áp dụng việc phân loại đặc tính các vật liệu thích hợp và các sách lược giảm thiểu AMD.

Phương thức tiên tiến quản lý AMD tiếp tục tiến hóa và sự tiến hóa đã được thu thập trong nội dung của những lần xuất bản liên tiếp bộ cẩm nang này và ở các nơi khác (Jones & Taylor 2008; Jones 2011; Miller 2014). Cẩm nang này trình bày sơ lược những phương thức tiên tiến hàng đầu hiện hành để tiên đoán và giảm thiểu việc xảy ra AMD từ một viễn ảnh quản lý nguy cơ và có các trường hợp nghiên cứu để nêu bật việc áp dụng các sách lược phương thức tiên tiến trong việc quản lý các chất thải có sunphít hiện đang hay đã được ngành công nghiệp thực hiện. Đặc biệt một số trường hợp nghiên cứu còn ghi nhận các sách lược đã được thực hiện trong thời gian hoạt động của hầm mỏ và nhờ đó những dữ liệu theo dõi dài hạn giờ đây đã có được để chứng minh hoạt động tốt đã có ít nhất trên một thập kỷ. Ngoài ra cũng còn có các cập nhật của những trường hợp nghiên cứu trước đây cho thấy lợi ích của việc sớm áp dụng quan niệm phương thức tiên tiến. Điều này tương phản với hai lần xuất bản trước đây của cẩm nang này mà do nhu cầu đã sử dụng các trường hợp nghiên cứu các sách lược quản trị đã được thực hiện và vì lẽ này đã không có đủ thời gian để thẩm định đầy đủ hiệu suất của nó.

Những kiến thức chuyên môn có thể cần thiết để giúp hoạch định và thực hiện nhiều các sách lược mô tả trong cẩm nang này. Điều đặc biệt quan trọng là cần phải có các cố vấn chuyên môn trong tiến trình mô tả đặc tính và tiên đoán (Phần 4) để đánh giá nguy cơ do AMD gây ra (Phần 5) và trước lúc tuyển chọn và thực hiện việc giảm thiểu dài hạn và các sách lược kiểm soát (Phần 6).

1.3 Phát triển bền vững

Dựa trên định nghĩa của Brundtland Commission đã được chấp nhận rộng rãi (UNWCED 1987), phát triển bền vững là 'sự phát triển đáp ứng được nhu cầu hiện tại mà không gây phương hại đến khả năng của những thế hệ tương lai đáp ứng được các nhu cầu của họ'. Trong những năm gần đây, các nguyên tắc phát triển bền vững đã được áp dụng cho ngành khai thác hầm mỏ bởi các chính phủ và cộng đồng và các nhóm phi chính phủ cũng như chính ngành công nghiệp.

Để cung cấp một khuôn mẫu cho việc định rõ và thực hiện các cam kết của ngành khai thác hầm mỏ để phát triển bền vững, Hội đồng Khoáng sản Úc (Minerals Council of Australia (MCA)) đã soạn thảo *Enduring Value: the Australian minerals industry framework for sustainable development (Giá trị Bền vững: khuôn mẫu để phát triển bền vững của ngành công nghiệp khoáng sản Úc)* Khuôn mẫu này được công bố lần đầu tiên vào năm 2005 và đã được cập nhật vào năm 2015 (MCA 2015a). *Giá trị bền vững (Enduring value)* được đặc biệt nhắm vào việc trợ giúp cho các công ty vượt ra ngoài sự tuân thủ pháp định và duy trì và gia tăng giấy phép xã hội của họ để được hoạt động. Phương pháp cải thiện liên tục được dựa trên nguy cơ của chương trình Giá trị bền vững (Enduring value) được phản ánh trong cẩm nang này.

Những hướng dẫn tổng quát về các thực hành khai thác hầm mỏ bền vững và về những sách lược để có sự tham gia hiệu quả hơn của cộng đồng cũng được Ngân hàng Thế giới (World Bank) (2007) và Hội đồng Thế giới về Khai thác Hầm mỏ và Kim loại (International Council on Minìng and Metals) (ICMM 2008) cung cấp.

1.3.1 Môi trường và cộng đồng

Mời gọi những thành phần có lợi ích liên quan, cộng đồng và các thành viên trong cộng đồng có thể bị ảnh hưởng gián tiếp bởi việc khai thác hầm mỏ trực tiếp tham gia bằng cách thường xuyên đặt sự chú trọng khác nhau đối với các lãnh vực bền vững về xã hội, môi trường và kinh tế. Lấy tỷ dụ như các vấn đề về văn hóa và xã hội có thể quan trọng hơn đối với các nhóm người thổ dân. Một số các thành phần có quyền lợi liên quan có thể hài lòng nếu các biện pháp phục hồi đã được thiết kế cho AMD đáp ứng các mục tiêu hiệu suất trong nhiều thập niên trong khi những nhóm khác sẽ đòi hỏi các giải pháp 'trường cửu'. Kích cỡ của những trái khoán hay bảo đảm về tài chánh cho các dự án khai thác mỏ có thể đáng kể tùy theo quy mô của công việc đòi hỏi và khung thời gian để đạt được các mục tiêu hiệu suất. Vấn đề về trái khoán hiệu suất được đề cập trong Phần 3 của cẩm nang *Mine closure (Đóng mỏ)* trong bộ tài liệu này (DIIS 2016a).

Khi xem xét các hệ lụy về môi trường của AMD và các tác động liên quan đến việc khai thác hầm mỏ khác, một nguyên tắc chung được cộng đồng, các tổ chức phi chính phủ, các tổ chức giám sát sử dụng là 'nguyên tắc cẩn trọng'. Nguyên tắc này được định nghĩa trong Phần 3 của *Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999* (Cwlth) (EPBC Act) *(Đạo luật Bảo vệ Môi trường và Bảo tồn tính Đa dạng Sinh học 1999)* (Lbang) (Đạo luật EPBC): 'nếu có mối đe dọa nào nghiêm trọng hay không thể đảo ngược được, thiếu sự chắc chắn khoa học hoàn toàn, chúng phải được dùng làm lý do để có biện pháp đình hoãn nhằm phòng tránh sự suy thoái về môi trường'. Trên thực hành, điều này có nghĩa là việc thiếu các bằng chứng khoa học đối với một tác động nguy hại có thực hay có thể xảy ra nên được sử dụng để không chấp thuận một hành động hay cho phép việc tiếp tục hành động khi các đề nghị lượng giá cho thấy nó có khả năng gây ra các tổn hại nghiêm trọng hay không thể đảo ngược được cho môi trường. Việc sử dụng những nguyên tắc cẩn trọng đòi hỏi người đề ra quyết định phải áp dụng phương thức dựa trên nguy cơ khi thẩm định.

Do có những thử thách và những hoài nghi về khoa học liên quan đến việc tiên đoán và quản lý AMD, việc áp dụng những nguyên tắc cẩn trọng là điều thiết yếu khi xem xét nhu cầu đối với những sách lược kiểm soát.

Những cộng đồng có thể bị ảnh hưởng kỳ vọng rằng những quyết định về sự quản lý AMD sẽ được dựa trên không chỉ riêng về những phí tổn về kinh tế không thôi. Trong khi những quyết định quản lý AMD cần phải được căn cứ vào những cuộc điều tra về kỹ thuật, nguyện vọng của những thành phần có quyền lợi liên quan và những giá trị cũng cần phải được xem xét khi áp dụng một quan điểm hoạch định 'toàn thời

gian hoạt động của khu mỏ' đối với cả các hoạt động thường ngày và hoạch định ngưng hoạt động. Trong bối cảnh này, trong khi thời gian hoạt động của hầu hết các mỏ thường được tính bằng năm hay thập kỷ, thời gian hiệu quả của những sách lược kiểm soát và những công tác khắc phục có thể phải được tính bằng nhiều thế kỷ. Một sách lược quản lý AMD hiệu quả phải kết hợp các lãnh vực xã hội, kinh tế và môi trường lại với nhau để đạt được một kết quả bền vững chấp nhận được cho tất cả các bên liên quan (xem trường hợp nghiên cứu mỏ Kelian 'Quan hệ cộng đồng và sự đóng mỏ ở Nam Dương' trong cẩm nang *Mine closure*).

Phần 10 của cẩm nang này cung cấp thêm thông tin về việc giao lưu và thảo luận các vấn đề đặc biệt về AMD với những thành phần có quyền lợi liên quan và các cộng đồng. Xin tham khảo các cẩm nang dưới đây để biết thêm thông tin và hướng dẫn về cách thức giải quyết các vấn đề của các thành phần có quyền lợi liên quan và cộng đồng:

- *Sự tham gia của cộng đồng và phát triển* (DIIS 2016b)
- *Hợp tác cùng các cộng đồng người thổ dân* (DIIS 2016d)
- *Trách nhiệm xã hội trong lãnh vực khai thác hầm mỏ và kim loại tại các quốc gia đang phát triển* (DRET 2012)
- *Đóng mỏ* (DIIS 2016a)
- *Lượng định hiệu suất: theo dõi và thanh tra* (DIIS 2016c)

1.3.2 Doanh nghiệp

Hiện tại, mặc dù có những thí dụ về phương thức tiên tiến trên toàn khắp ngành công nghiệp (xem các trường hợp nghiên cứu trong cẩm nang này), các nguyên tắc phương thức tiên tiến đối với việc quản trị những nguy cơ AMD vẫn chưa được hiểu rõ hay áp dụng trên toàn thế giới.

Chương trình MCA *Giá trị bền vững (Enduring value)* (MCA 2015a) cung cấp cho các công ty khai thác mỏ viễn kiến về phát triển bền vững cũng như những hướng dẫn về cách thực hiện thực tế. Các công ty theo phương thức tiên tiến cũng nhắm vào các chính sách và mục tiêu liên quan đến việc quản lý AMD có tính cách ràng buộc đối với ban giám đốc, các nhân viên và các nhà thầu. Những cam kết phụ thêm đối với việc xác nhận về môi trường, tham gia vào các sáng kiến như Mạng lưới Thế giới Ngăn ngừa Axít (International Network for Acid Prevention - INAP) chương trình Nước thải Trung hoà Môi trường của Hầm mỏ Gia nã đại (Canadian Mine Environment Neutral Drainage - MEND) và Sáng kiến Kỹ thuật Nước thải Axít của Hoa Kỳ (US Acid Drainage Technology Initiative - ADTI) và sự can dự thường xuyên của các chuyên viên về AMD trong việc đề ra các quyết định về hoạt động, tất cả dẫn đến hiệu suất được cải thiện hiệu quả hơn đối với chi phí và đáp ứng được hay vượt quá những kỳ vọng của các thành phần có quyền lợi liên quan.

Trong khi chi phí của việc quản trị thích hợp những vật liệu sản sinh ra AMD trong quá trình hoạt động có thể rất đáng kể, thế nhưng thường nó vẫn nhỏ nếu so sánh với những chi phí lâu dài có thể xảy ra nếu phải áp dụng ngược lại sách lược kiểm soát và/hay xử lý AMD. Đã có những bằng chứng lịch sử phong phú về hậu quả của việc không tiên liệu và quản lý AMD trong những hoạt động riêng lẻ và của ngành khai thác hầm mỏ nói chung. Những hậu quả này có thể gồm những chi tiêu đáng kể ngoài kế hoạch cho những biện pháp khắc phục, tổn hại đến uy tín, đề ra những yêu cầu pháp định nghiêm ngặt hơn và đóng cửa mỏ sớm hậu quả của việc không có tiền để trang trải cho các chi phí quản lý môi trường gia tăng.

Những gia tăng chi phí ngoài kế hoạch thường nằm trong khoảng ít nhất 80 triệu mỹ kim khi phải có những hoạt động áp dụng ngược trở lại một kế hoạch quản lý và/hay xử lý AMD trong giai đoạn đóng cửa. Trong trường hợp của mỏ Ok Tedi ở Papua New Guinea, việc thực hiện một tiến trình trong thời gian hoạt động của mỏ để giảm thiểu chất thải mỏ có chứa sunphít và cải thiện viễn ảnh đóng cửa đã tốn kém trên 500 triệu Mỹ kim (xem trường hợp nghiên cứu Ok Tedi ở Phần 7).

Chi phí hằng năm của việc quản lý AMD tại các khu vực hoạt động ở Úc đã được ước tính vào khoảng 100 triệu Mỹ kim (theo Ciccarelli và các cộng sự 2009). Những thí dụ thêm nữa về chi phí quản lý những hậu quả ngắn và dài hạn của AMD được cung cấp trong MEND (1995), USEPA (1997) và Wilson cùng các cộng sự (2003). Người ta đã dự đoán là tổng chi phí toàn cầu đối với những trách nhiệm về môi trường liên quan đến AMD vào khoảng 100 tỷ Mỹ kim (Wilson 2008).

Những nguy cơ có thể có do việc quản trị AMD không đầy đủ có thể rất to lớn. Ngoài chi phí khắc phục và dọn dẹp quy mô khi mọi chuyện không diễn ra suôn sẻ, việc quản lý không đầy đủ còn tạo ra cảm giác là ngành công nghiệp không thể tránh được những tác động đối với con người. Tất cả những hậu quả này không phù hợp với mục đích của ngành công nghiệp là đóng góp mạnh mẽ vào việc phát triển kinh tế bền vững và có được và duy trì giấy phép xã hội để hoạt động.[2]

1.3.3 Hướng dẫn quốc tế

Từ lần xuất bản cuối cùng ấn phẩm này vào năm 2007, đã có những gia tăng đáng kể về những tài liệu hướng dẫn quốc tế với sự tập trung đặc biệt về những vấn đề liên quan đến AMD.

Hướng dẫn toàn diện của thế giới trên mạng internet về nước thải đá axít (GARD) được xuất bản với sự trợ giúp tài chánh từ INAP được phát động vào năm 2009.[3] Hướng dẫn GARD (INAP 2009) là phần tóm tắt hiện đại nhất (dưới định dạng Wiki trên mạng internet) về những thực hành và kỹ thuật để giúp các nhà khai thác mỏ và những tổ chức giám sát giải quyết được các vấn đề liên quan đến sự ôxy hoá khoáng chất có sunphát. Những độc giả mà các trang mạng này nhắm đến là các nhân viên kỹ thuật có kiến thức tương đối về hóa học và/hay những căn bản về kỹ thuật nhưng ít hiểu biết đặc biệt về AMD.

Chương trình MEND, đã bắt đầu hoạt động từ năm 1989, tiếp tục cung cấp những tiện ích hàng đầu để giải quyết nhiều vấn đề liên quan đến việc tiên đoán và quản lý AMD.[4] Điều đặc biệt lưu ý là tập sách đầy đủ Thực hành Tiên đoán *Nước thải hoá học từ vật liệu địa chất sunphát (Price 2009) (Prediction manual for drainage chemistry from sulfide geologic materials (Price 2009)).*

ADTI ở Hoa Kỳ phát huy những tiến bộ trong việc tiên đoán, ngăn chặn, kiểm soát, lấy mẫu, theo dõi và xử lý nước thải có axít với sự chú trọng vào việc lượng giá và triển khai các phương pháp hiệu quả và thực tiễn ngăn chặn nước thải có axít.[5]

Một phương pháp cách tân đã được Hội đồng Điều hành và Kỹ thuật Liên tiểu bang (ITRC) (Interstate Technology and Regulatory Council) tại Hoa Kỳ triển khai nhằm giúp phổ biến nhanh chóng hơn việc ngành công nghiệp chấp nhận những phương thức mới quản lý chất thải hầm mỏ và việc họ được các tổ chức giám sát chấp nhận. Sáng kiến này công nhận rằng những hạn chế đáng kể của ngành công nghiệp trong việc thực hiện những phương pháp khắc phục mới có thể bị ngưng trệ theo quy định do những quan điểm khác biệt trong phạm vi và giữa những phạm vi quyền lực về tính hiệu quả của các phương pháp. Sản phẩm cuối cùng của ITRC là một khuôn mẫu hướng dẫn trên mạng hướng dẫn việc chọn lựa những kỹ thuật thích hợp cho các ứng dụng đặc biệt.[6] Trang mạng của ITRC có những quyết định và kết quả theo dạng nhánh cây, tổng quan về các kỹ thuật và trên 65 trường hợp nghiên cứu trong đó có thực hiện các kỹ thuật này.

Các hướng dẫn về việc quản lý AMD ở Liên hiệp Âu châu do tổ chức Đối tác Khắc phục Nước thải có Axít ở Âu châu (Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe) (PADRE)[7] đề ra. Uỷ hội Nghiên cứu về Nước ở Nam Phi (The Water Research Commission of South Africa) đã rất tích cực trong suốt một thập kỷ qua trong việc soạn thảo các hướng dẫn liên quan đến việc quản trị nước bị ảnh hưởng bởi AMD do kết quả của việc triển khai các vấn đề về AMD tại quốc gia này.[8]

Các thông tin cập nhật về việc quản lý môi trường khai thác hầm mỏ nói chung và về các sách lược để giao tiếp với cộng đồng hiệu quả hơn đã được Tổ chức Tài chánh Thế giới (International Finance Corporation) (IFC 2013) và Hội đồng Thế giới về Khai thác Hầm mỏ và Kim loại (International Council on Mining and Metals) (ICMM 2015) ấn hành.

---

2 Thêm thông tin về việc thẩm định độ lớn của nguy cơ do AMD gây ra có trong Phần 5

3 Hướng dẫn GARD, http://www.gardguide.com.

4 http://mend-nedem.org.

5 http://aciddrainage.com/index.cfm.

6 http://www.itrcweb.org/miningwaste-guidance.

7 http://www.padre.imwa.info.

8 http://www.wrc.org.za/Pages/KH_DocumentsList.aspx?su=c7&ms=2;68.

2.0 TÌM HIỂU VỀ NƯỚC THẢI CÓ AXÍT VÀ KIM LOẠI

Các ý chính

- Chữ viết tắt 'AMD' được định nghĩa ở đây là nước thải có axít và kim loại bao gồm cả nước thải có axít, nước thải có kim loại có độ pH trung tính (xneutral metalliferous drainage (NMD)) và nước thải có muối (SD) thường do sự ôxy hoá gây ra khoáng chất có sunphít
- Nguồn AMD có thể gồm bãi đổ đá thải (waste rock dumps - WRD), bãi chứa quặng, cơ sở chứa chất thải mỏ (tailings storage facilities - TSF) và các đập chất thải, đường xá và các bờ kè được xây dựng với các vật liệu có sunphít; các vết xẻ lộ thiên và hầm mỏ; mỏ ngầm dưới đất, đống và bãi đãi; và đất có axít sunphuric
- Chính tổng trọng lượng (sản phẩm của nồng độ và dòng chảy) không phải chỉ riêng nồng độ của axít, kim loại/các á kim và muối trong nguồn nước thải ở mỏ ảnh hưởng đến độ lớn của hạ lưu tác động và chi phí xử lý.
- AMD (như đã biểu thị bên trên bằng NMD hay SD) có thể vẫn là vấn đề ngay cả khi việc thẩm định vị trí kết luận rằng nước thải với độ pH thấp có thể không phát triển.
- Khả năng tự làm nóng và tự bốc cháy của các chất thải sunphít phải được xét đến và thẩm định nơi nào cần thiết.

2.1 Các loại AMD

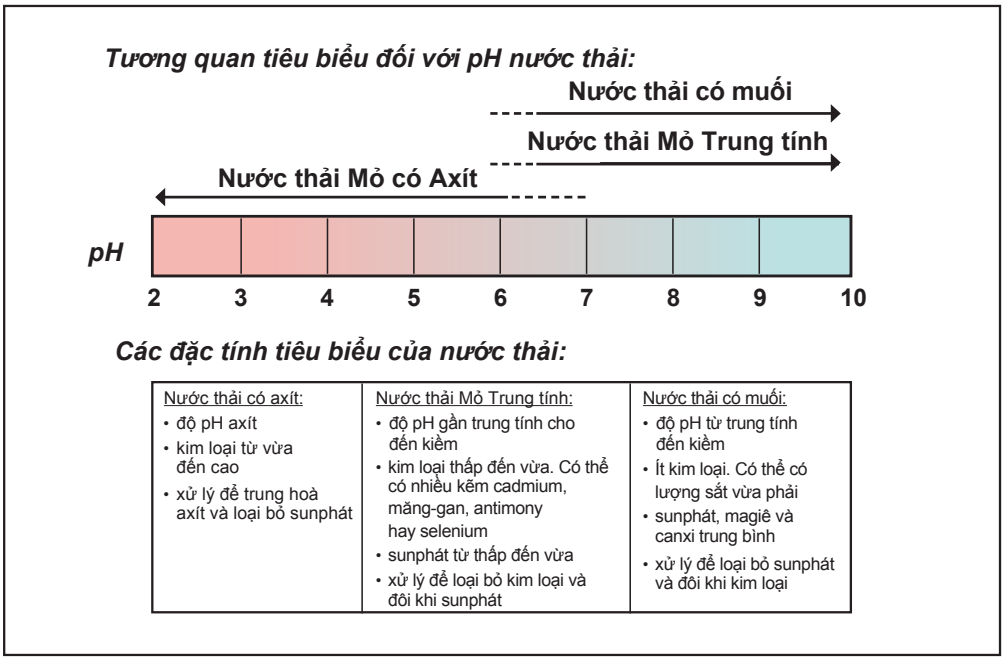
AMD xưa nay vẫn được đề cập đến như 'nước thải mỏ có axít' hay 'nước thải có đá axít (acid rock drainage (ARD)). Trong cẩm nang này định nghĩa được mở rộng 'nước thải có axít và kim loại' được sử dụng để hàm ý công nhận là không phải tất cả các nước thải có vấn đề từ sự ôxy hoá các khoáng chất có sunphít đều mang tính axít (xem bên dưới).

Tại một vài vị trí, nước thải gần trung tính chứa nồng độ tăng cao các ion chính như canxi, magiê và sunphát và/hay kim loại/á kim hòa tan (NMD và/hay SD) có thể khó quản lý và được xem như nước axít. Tại những địa điểm này, hoặc là:

- axít sản sinh ra bởi sự oxýt hóa sơ cấp của sunphít đã được trung hoà bởi sự tập hợp các khoáng chất hay trong một vài trường hợp quy trình hóa học, loại bỏ thành phần chính của kim loại/á kim hòa tan, nhưng để lại nước thải có muối có thể chứa nồng độ cao những kim loại/á kim có thể hòa tan được với trị số pH cao hơn, hay
- nước thải giàu muối và kim loại/á kim đã được sản sinh bởi sự oxýt hóa các kim loại sunphít không sản sinh ra chất axít.

Các loại AMD khác nhau được tóm tắt trong Hình 1

Hình 1: Các loại nước thải khác nhau được sản sinh bởi sự oxýt hóa các khoáng chất sunphít



Tài liệu: chuyển tác từ Hướng dẫn GARD với sự cho phép của Mạng lưới Thế giới Ngăn chặn axít.

Bảng 1 bổ sung cho Hình 1 bằng cách tóm tắt các trị số pH và nồng độ của những ion và kim loại/á kim tìm thấy trong AMD ở một số vị trí mỏ có kim loại tại Lãnh địa Bắc Úc. Trong khi nồng độ của kim loại thường cao hơn trong nước nhiều axít, thế nhưng không phải lúc nào cũng vậy.

2.2 Những chỉ dấu của AMD

Những chỉ dấu nhìn thấy được của AMD có thể gồm:

- nước có màu đỏ hay trong lạ thường
- ôxýt sắt màu cam-nâu kết tủa trong đường nước thải (Hình 2)
- lớp phủ mặt dày đặc những sợi tảo màu lục ở đáy của dòng suối với nước trong lạ thường (Hình 3)
- cá hay các sinh vật dưới nước khác bị chết khi hoà AMD với nước tiếp nhận
- hình thành lớp kết tủa khi hoà AMD với nước ngầm đổ vào dòng kênh hay khi hoà AMD với bề mặt nước tiếp nhận, như chỗ giao các con suối (Hình 4)
- sinh trưởng kém của những vùng phủ xanh trở lại (thí dụ như lớp phủ WRD)
- thảm thực vật bị chết hay đất bị trọc (như những vùng khô cằn)
- đóng cặn muối trắng hay có màu dọc theo bờ của những dòng suối và dọc theo các nhánh của WRD trong mùa khô (Hình 5)

Bảng 1: Thành phần AMD từ sáu mỏ có kim loại ở Lãnh địa Bắc Úc

CHẤT PHÂN TÍCH	ĐƠN VỊ	MỎ A	MỎ B	MỎ C	MỎ D	MỎ E	MỎ F
pH		6.6	6.0	4.2	3.7	3.2	2.1
EC	µS/cm	4118	980	1680	4080	11290	–
Sắt	mg/L	<0.002	29	0.1	–	550	359
Nhôm	mg/L	0.014	0.32	7.5	217	620	116
Sunphát	mg/L	2650	590	890	4840	9080	2230
Arsenic	µg/L	4	350	83	–	250	11000
Cadmium	µg/L	140	48	–	5570	40	24
Cobalt	µg/L	15	135	–	4240	8000	258
Đồng	µg/L	7	0.9	1450	6280	11000	6400
Măng-gan	µg/L	2560	2190	–	142000	74100	1910
Kền	µg/L	572	627	–	4310	12800	810
Kẽm	µg/L	42600	1310	10390	131000	5330	6940

Tài liệu: Toán NT (2004)

Hình 2: Lớp phủ màu cam trên đá và hình thành kết tủa trên dòng nước thải ở hạ lưu của nguồn AMD

Tài liệu: R Jung, CSIRO

Hình 3: Sợi tảo trên lòng suối

Tài liệu: D Jones

Hình 4: Kết tủa đồng các-bô-nát sinh ra bởi sự trung hoà dòng nước ngầm kiềm của AMD có chứa đồng

Tài liệu: D Jones

Hình 5: Muối giàu magiê sunphát trắng hình thành triền dốc từ một WRD sunphít bao phủ và tái sinh thảm thực vật.

Tài liệu: Bộ Hầm mỏ và Năng lượng Lãnh địa Bắc Úc

Cần phải lưu ý ở những vùng khí hậu bán khô và khô, nơi có nhiều hầm mỏ Úc. Ở những vùng này, sự thải ra trên bề mặt nước có axít không kéo dài và môi trường đất ở phía dưới và gần sát với, cơ sở chứa chất thải (WRD và đập chứa chất thải mỏ) thường là nơi tiếp nhận chính nước chảy và sự thải ra nước ngầm cạn có chứa AMD. Đây cũng có thể là trường hợp tại các mỏ cát khoáng nằm bên dưới của lớp trầm tích cát thẩm thấu cao không để nước đọng thành vũng trên mặt đất.

Dưới những điều kiện này, việc sản sinh ra các sản phẩm ôxy hoá khoáng chất có sunphít trên bề mặt bãi thải và thay đổi chất lượng nước ngầm cho thấy chỉ dấu rõ ràng nhất là AMD đang được sản sinh ra. Mặc dù sự thay đổi về độ pH có thể lúc đầu không quan sát thấy được ở mạch nước ngầm bên dưới khu mỏ do bởi tác động đệm của khoáng chất trong tầng nước ngầm, các thay đổi khác về chất lượng nước đã đo được ở các lỗ khoan theo dõi cho thấy nước ngầm đang bị ảnh hưởng bởi AMD có thể gồm:

- sự gia tăng dần dần nồng độ sunphát hay tỷ lệ sunphát với khối chloride (SO4/CL) trong mạch nước ngầm theo thời gian
- sự giảm dần tính kiềm của nước ngầm theo thời gian (có thể đo lường được dễ dàng ở ngoài hiện trường bằng cách sử dụng bộ thử nghiệm tính kiềm).
- gia tăng dần trong toàn bộ chuẩn độ axít của mẫu nước ngầm theo thời gian (có thể đo được ở ngoài thực địa bằng cách sử dụng bộ thử nghiệm axít).

Trong những điều kiện mà tầng nước ngầm có khả năng đệm giới hạn, sự thấm qua của AMD có thể làm cho mạch nước ngầm trở nên có tính axít và có chứa nồng độ kim loại cao hơn. Điều này có thể gây ra những nguy cơ cho sức khỏe của những người sử dụng nước ngầm và ảnh hưởng đến hệ sinh thái tùy thuộc vào nước ngầm khi mà mực nước ngầm cạn hay nơi có sự thoát ra nước ngầm. Việc đo lường độ kiềm và pH của nước ngầm có thể cho thấy liệu có nguy cơ đáng kể là nước ngầm ở một khu mỏ sẽ bị axít hóa nếu bị ảnh hưởng bởi AMD.[9]

9 Hướng dẫn phụ thêm về đề tài này có trên trang mạng http://www.der.wa.gov.au/your-environment/acid-sulfate-soils.

Một chỉ dấu chính của nguy cơ AMD trong tương lai là việc xảy ra các khoáng chất sunphít tiếp xúc với không khí và nước. Khoáng chất sunphít thông thường nhất sản sinh ra axít là hợp chất sắt (Fe) bao gồm pyrite và marcasite (FeS_2), pyrrhotite (FeS), chalcopyrite ($CuFeS_2$) và arsenopyrite (FeAsS). Không phải tất cả các khoáng chất sunphít (thí dụ như galena (PbS) và sphalerite (ZnS)) đều sản sinh ra axít trong quá trình ôxy hoá, thế nhưng hầu hết đều có khả năng phóng thích kim loại khi ôxy hoá và/hay khi tiếp xúc với nước có axít. Việc đóng góp axít của khoáng chất sunphít có thể được tính toán bằng cách sử dụng công cụ bảng tính được gọi tên là ABATES.[10] ABATES sử dụng hóa học lượng tử trong các phản ứng ôxy hoá (được cung cấp để tham khảo trong một bảng tính) để tính toán toàn bộ việc sản sinh ra axít trong một giai đoạn sulphít định sẵn.

Một số khoáng chất sunphít, thí dụ như pyrrhotite hoạt động theo một cách khác biệt rất đáng kể so với pyrite. Mặc dù chúng là chất có phản ứng nhanh khi tiếp xúc với ôxy, tuy nhiên chúng có thể sinh ra một phần nhỏ axít sinh ra bởi sự ôxy hoá pyrite (Robertson và cộng sự 2015; Schumann và cộng sự 2015).

Những tình huống trong đó chất sunphít dễ phản ứng có thể thường xuyên tiếp xúc với không khí và nước gồm cả vách của những hố mỏ lộ thiên, WRD, kho chứa quặng, TSF, hố, mỏ ngầm dưới đất, bãi đãi quặng, đường xá và các bờ kè được xây dựng bằng các đá thải (Phần 2.4). Phương thức tiên tiến quản lý AMD bao gồm việc thực hiện những sách lược giảm thiểu sự tương tác giữa sunphít dễ phản ứng và không khí, nước hay cả hai.

2.3 Sự sản sinh ra AMD

Việc sản sinh ra axít (H^+) xảy ra đặc biệt khi khoáng chất sắt sunphít được tiếp xúc với ôxy (trong không khí) và nước. Quá trình này có thể được xúc tác mạnh mẽ bởi các hoạt động của vi khuẩn trong điều kiện thích hợp (độ pH axít, sự có sẵn các chất bổ dưỡng và ôxy) Việc ôxy hoá hoàn toàn chất pyrite để sản sinh ra axít sunphuric và chất kết tủa màu cam, ferric hydroxide ($Fe(OH)_3$), được đưa ra như thí dụ trong Phản ứng 1:

$FeS_2 + 3.75\ O_2 + 3.5\ H_2O \Leftrightarrow Fe(OH)_{3\,(s)} + 2\ SO_4^{2-} + 4\ H^+$ ***(Phản ứng 1)***

Sắt sunphít + ôxy + Nước ⇔ Ferric hydroxide + sunphát + axít (kết tủa màu cam)

Hai tiến trình chính yếu có liên can trong việc sản sinh ra axít (H^+) từ pyrite:

- Ôxy hoá chất sunphít (S_2^{2-}) thành sunphát (SO_4^{2-}).
- Ôxy hoá sắt ferrous (Fe^{2+}) thành sắt ferric (Fe^{3+}) và sự kết tủa tiếp theo chất ferric hydroxide.

10 Hệ thống Trái đất, Công cụ Tính toán Acid-Base, v. 1.4, http://earthsystems.com.au/technologies/acid-base-accounting-tool/.

Những phương pháp này được biểu thị qua ba phản ứng dưới đây:[11]

$FeS_{2\,(s)} + 3½\ O_{2\,(g)} + H_2O_{(aq)} \Leftrightarrow Fe^{2+}_{(aq)} + 2SO_4^{2-}{}_{(aq)} + 2H+_{(aq)}$ ***(Phản ứng 1a)***

Sắt sunphít + Ôxy + Nước ⇔ Sắt ferrous + Sunphát + Axít

$Fe^{2+}_{(aq)} + ¼\ O_{2\,(g)} + H^+_{(aq)} \Leftrightarrow Fe^{3+}_{(aq)} + ½\ H_2O_{(aq)}$ ***(Phản ứng 1b)***

Sắt ferrous + Ôxy + Axít ⇔ Sắt ferric + Nước

$Fe^{3+}_{(aq)} + 3H_2O_{(aq)} \Leftrightarrow Fe(OH)_{3\,(s)} + 3H^+_{(aq)}$ ***(Phản ứng 1c)***

Sắt ferric + Nước ⇔ Ferric hydroxide + axít (kết tủa màu vàng cam)

Một khi Phản ứng 1a ở trên đã xảy ra, sẽ rất khó để tránh ôxy hoá sắt ferrous ngậm nước thành sắt ferric và sự kết tủa sau đó ferric hydroxide (Phản ứng 1b và 1c) nếu có đủ ôxy và độ pH đủ cao. Giai đoạn kết tủa (Phản ứng 1c) là giai đoạn sản sinh ra axít.

Sự hiện diện của sắt ferric (Fe^{3+}) hòa tan – đặc biệt khi độ pH dưới 3,5 – có thể dẫn tới sự gia tăng đáng kể tiến trình sản sinh axít, giống như sắt ferric phản ứng trực tiếp với hóa chất sắt sunphít chưa bị tác động (Phản ứng 2). Tiến trình này giải thích tại sao việc ôxy hoá sunphít vẫn có thể xảy ra trong một chừng mực hợp lý ở độ sâu trong một kho chứa chất thải thiếu dưỡng khí, trong khi sắt ferric hòa tan thấm xuống dưới trong dung dịch qua đường chảy ưa thích hơn.

$FeS_{2\,(s)} + 14\ Fe^{3+}_{(aq)} + 8\ H_2O_{(aq)} \Leftrightarrow 15\ Fe^{2+} + 2\ SO_4^{2-} + 16\ H^+$ ***(Phản ứng 2)***

Pyrite + Sắt Ferric + Nước ⇔ Sắt Ferrous + Sunphát + Axít

Khi nước có axít di chuyển xuyên qua khu mỏ (thí dụ qua đá thải, khu chứa quặng, đá vách mỏ hay nước ngầm) nó sẽ phản ứng với các khoáng chất khác trong vùng đất xung quanh hay các vật liệu đá và có thể tan trong nhiều loại kim loại và muối. Axít sẽ được trung hòa dần dần bởi các hoá chất nó hòa tan. Việc này có tác dụng làm tăng độ pH.

Tuy nhiên, việc trung hòa axít xảy ra bằng sự thiệt hại của việc gia tăng nồng độ kim loại (kim loại axít) và muối trong nước thải sinh ra. Khi nước có axít tiếp xúc với các aluminosilicate thông thường (như chloride, muscovite) hay các khoáng chất sunphít khác, sẽ dẫn đến kết quả hòa tan một phần các hóa chất và trung hoà axít. Trong khi việc gia tăng độ pH là điều mong muốn, việc gia tăng kèm theo trong kim loại hòa tan và nồng độ muối hòa tan là điều không mong muốn. Cuối cùng nếu độ pH tăng lên đủ cao, sẽ dẫn đến kết quả nước thải mỏ có độ pH trung hòa. Nước thải như vậy có thể chứa nồng độ tăng cao các ion quan trọng (muối) và kim loại (thí dụ như Cd, Co, Mn, Mo, Ni, Zn) và á kim (B, As và Se) vẫn hòa tan được trong điều kiện pH này (tức là NMD).

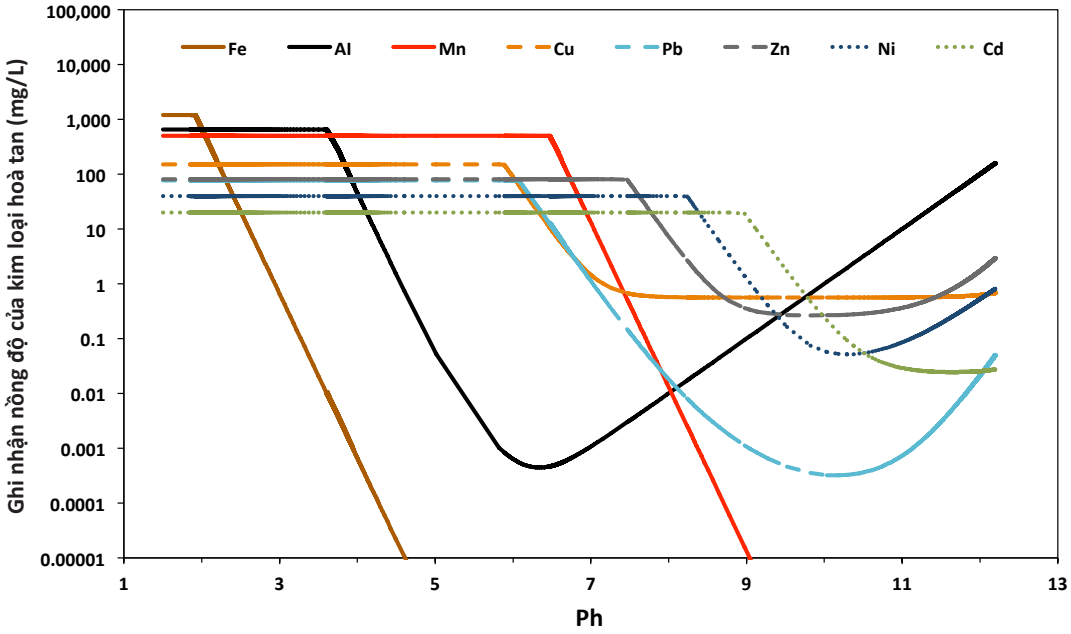
Nhiều khu mỏ không có đủ khả năng trung hòa tự nhiên trong phạm vi vật liệu địa chất để làm tăng độ pH của nước thải đến mức gần trung hòa. Và kết quả là nước thải với độ pH thấp và nồng độ cao kim loại/á kim là hình thức thông thường nhất của AMD tại các khu mỏ.

11 Những phản ứng này khi kết hợp lại, tương đương với Phản ứng 1.

2.3.1 Nước thải có kim loại trung hòa

Trong một vài trường hợp, axít sản sinh ra hoàn toàn bị trung hòa bởi sự hòa tan của khoáng chất cácbônát thông thường như calcite, dolomite, ankerite và magnesite. Do bởi sự hòa tan của nhiều kim loại tùy thuộc vào độ pH, tiến trình trung hòa có thể dẫn đến sự kết tủa của những kim loại như nhôm, đồng và chì và như thế loại bỏ chúng khỏi nước thải. Tuy nhiên ở độ pH gần trung tính, nồng độ của những nguyên tố như As,Cd, Mn, Ni và Zn có thể vẫn cao, dẫn đến kết quả trong NMD. Cũng như trong trường hợp với AMD, NMD cũng có thể chứa một lượng muối cao. Hình 6 là thí dụ về tính hiệu quả của độ pH đối với sự hòa tan của kim loại trong một mẫu thử thực của AMD. Xin lưu ý là tác dụng chính xác của pH tùy thuộc vào thành phần bắt đầu của AMD, vì có những tiến trình thứ cấp như sự kết tủa phụ và sự hấp thu cũng kiểm soát độ hòa tan của kim loại và á kim (Mclean & Bledsoe 1992)

Hình 6: Tác dụng của pH (chuẩn độ với Canxi hiđrôxit) trên nồng độ kim loại hòa tan trong nước bị ảnh hưởng bởi AMD từ đáy mỏ kim loại.



Ghi chú: một thang biểu lôgarít nồng độ được sử dụng để ghi nhận toàn bộ các hoạt động.

Tài liệu: Earth System (Hệ thống Mặt đất)

NMD ít phổ biến hơn nước thải có axít, do bởi yêu cầu của các khoáng chất sunphít đặc biệt (thí dụ như Sphalerite và Galena) và/hay sự thặng dư tại chỗ các khoáng chất cácbônát trung hòa axít nhưng chỉ kết tủa một phần kim loại/á kim quan trọng đối với môi trường.

2.3.2 Nước thải mặn

Trong những tình huống mà nước thải có axít hoàn toàn bị trung hòa bởi các tài nguyên cácbônát ở địa phương và nước thải sau đó không có nồng độ lắng cặn đáng kể nào của kim loại, phần có thể còn lại đối với nước thải sẽ là vấn đề về độ mặn do bởi nồng độ magiê, canxi và sunphát tăng cao. Độ mặn sunphát của nước thải đã được trung hòa chủ yếu tùy thuộc vào tỷ lệ tương đối của canxi và magiê trong các chất cácbônát trung tính. Nếu khoáng chất magiê là thành phần chính yếu trong vật liệu trung hòa, độ mặn cao thường là vấn đề do bởi tính hòa tan cao của magiê sunphát. Ngược lại, nếu canxi là thành phần chính yếu, sự kết tủa của thạch cao ít hòa tan hơn ($CaSO_4.2H_2O$) có thể dẫn đến kết quả độ mặn thấp hơn.

SD đặc biệt sinh ra do kết quả của sự ôxy hoá sunphít tương đối hiếm so với AMD và NMD. Tuy nhiên độ mặn của sunphát có thể là chỉ dấu quan trọng của việc phát triển AMD tại khu mỏ và có thể cần phải có sách lược quản lý tương tự (nghĩa là kiểm soát sự ôxy hoá sunphít).

SD cũng có thể là kết quả của các số đo về nguồn gốc than đá ở cửa sông. Độ mặn của chloride sodium có nguồn gốc hải dương là đặc điểm của nhiều hầm mỏ ở Bowen Basin ở Queensland và không phải là sản phẩm của sự ôxýt hoá sunphít. Tuy nhiên cũng giống như SD sản sinh từ nguồn sunphít, độ mặn này vẫn cần được quản lý trong bối cảnh của tác động tích lũy đối với vùng có thể là lưu vực sông bị ảnh hưởng (EHP 2013)

2.4 Tự sinh nhiệt và tự bốc cháy

Nếu trường hợp tự sinh nhiệt xảy ra, tỷ lệ của việc sản sinh ra các sản phẩm ôxy hoá hoà tan được có thể tăng lên nhanh chóng so với những gì dự kiến ở nhiệt độ chung quanh, và những sản phẩm phản ứng phụ thêm có thể được sản sinh ra sẽ góp phần thêm nữa vào khối lượng hòa tan được nước vận chuyển thâm nhập vào vật liệu.

Việc ôxy hoá sắt sunphít là một tiến trình phát nhiệt (tạo ra nhiệt). Mức độ phản ứng càng nhanh chừng nào thì mức độ sản sinh ra nhiệt sẽ nhanh chừng đó. Trong một số trường hợp nhất định, tỷ lệ sinh nhiệt bởi một khối ôxy hoá của những vật chất có chứa sunphít (chất thải, quặng hay chất lắng cặn) có thể vượt quá mức thất thoát nhiệt. Nếu điều này xảy ra, nhiệt độ có thể tăng lên đến mức độ khối bốc cháy và khí lưu huỳnh điôxýt được giải phóng vào bầu khí quyển.

Tiến trình này có thể được làm cho tệ hại thêm khi có nguồn cácbon (thí dụ như phiến nham than chì hay than đá) cung cấp thêm nhiên liệu. Tình trạng này xảy ra khi các khối pyrite với hạt nhỏ hiện diện trong đá phiến nham McRae tại một số quặng mỏ ở Pilbara ở Tây Úc[12] và một số vỉa than ở vùng Hunter và Lithgow ở New South Wales. Ở các mỏ than đá, tiến trình này thường được biết đến rộng rãi như 'bốc cháy ngẫu nhiên'. Các chất thải có chứa những khối lượng pyrrhotite vừa phải cũng có thể nhạy lửa đối với tình trạng tự sinh nhiệt nếu vật chất đó được để cho khô khi tiếp xúc với bầu khí quyển.

Loại sinh nhiệt thứ nhì (ít phổ biến hơn) do tiến trình sinh điện gây ra (Payant và cộng sự 2011). Trong trường hợp này, một sự kết hợp các sunphít khác nhau (thường có hạt mịn) trong thân quặng sẽ hoạt động như một bình điện ngắn mạch, sản sinh ra nhiệt. Nếu tỷ lệ hâm nóng bằng điện lớn hơn tỷ lệ nhiệt bị thất thoát, khi ấy tình trạng tự phát nhiệt có thể xảy ra. Sự kết hợp giữa sunphít rất có khả năng làm xảy ra tình trạng tự phát nhiệt bởi cơ chế điện này là pyrite-galena và pyrite-sphalerite xảy ra tại thân quặng có những khối lượng lớn sunphít.

2.5 Axít và độ chua

Nồng độ của các ion Hiđrô tự do (axít) trong các dung dịch được đo bằng độ pH. Tuy nhiên tổng độ axít của nước thải mỏ gồm có cả ion Hiđrô và độ chua (ngầm) của khoáng chất. Khoáng chất hay độ axít ngầm đề cập đến nồng độ có thể có của ion Hiđrô có thể sản sinh ra bởi sự kết tủa của nhiều kim loại hiđroxit khác nhau bởi sự ôxy hoá hay trung hòa. Lấy tỷ dụ, Phản ứng 1c bên trên cho thấy độ axít ngầm được phóng thích khi sắt ferric được chuyển hóa thành hydrôxýt ferric.

Nói chung, độ axít gia tăng khi pH giảm xuống, thế nhưng không phải lúc nào cũng có sự liên hệ trực tiếp giữa toàn bộ độ axít và pH. Trong bối cảnh này, có thể có AMD với độ axít tăng cao do sự hiện diện của các kim loại hòa tan nhưng với số đo pH trung hòa. Do đó điều quan trọng là định lượng sự đóng góp của cả hai nồng độ ion Hiđrô (axít) và đóng góp kim loại hòa tan (độ axít ngầm) để xác định được toàn bộ axít (axít + độ axít ngầm) hiện diện. Độ axít thường được xem như khối lượng canxi cácbônát ($CaCO_3$) tương đương với khối lượng mỗi đơn vị (thí dụ mg $CaCO_3$/lít) cần để trung hòa axít.

12 Xem trường hợp nghiên cứu ở Phần 5 và Nước và O'Kane (2003)

Sự tập trung axít tự do có thể được đo lường dễ dàng ngoài thực địa bằng cách sử dụng máy đo pH đã được định chuẩn. Toàn bộ độ axít cũng có thể được đo lường ngoài thực địa hay tại phòng thí nghiệm (thí dụ bằng cách định chuẩn độ bằng dung dịch muối hiđroxit) hay sử dụng bộ thử nghiệm có trên thị trường không đắt đỏ lắm. Độ axít có thể được ước tính từ những dữ liệu chất lượng nước sử dung một công thức như Phương trình 1 dưới đây, thích hợp rộng rãi đối với nước thải từ hầm mỏ.[13] Nếu nhiều dữ kiện toàn diện đầu vào về chất lượng nước có được, những nhu liệu miễn phí như AMDTreat hay ABATES có thể được sử dụng để có được các phỏng định chính xác hơn về toàn bộ độ axít (xem Thuật ngữ)

Độ axít *(mg/L $CaCO_3$)* = 50 x {3 x [Tổng lượng Sắt hòa tan] / 56
+ 3 x [Al^{3+}] / 27 ***(Phương trình 1)***
+ 2 x [Mn^{2+}] / 55
+ 1000 x $10^{-(pH)}$} Ghi chú: [ ] cho biết nồng độ, mg/L

2.6 Khối Axít

Khối axít là sản phẩm của tổng độ axít (axít + độ axít ngầm) và tốc độ dòng chảy (hay khối lượng) và được gọi là 'khối lượng tương đương một đơn vị thời gian' (hay khối lượng tương đương cho một khối lượng nước cho sẵn). Nếu có được tốc độ dòng chảy, khi ấy giá trị độ axít đo được hay ước lượng được có thể được chuyển thành khối axít như được trình bày trong Phương trình 2, hay sử dụng nhu liệu ABATES hay AMDTreat.

Khối axít *(tấn $CaCO_3$/ngày)* = 10^{-9} x 86,400 *(thừa số chuyển đổi)* ***(Phương trình 2a)***
x Tốc độ dòng chảy *(L/s) x độ axít (mg/L $CaCO_3$)*

hay…

Khối axít *(tonnes $CaCO_3$)* = 10^{-9} *(thừa số chuyển đổi)* ***(Phương trình 2b)***
x Khối lượng *(L)* x độ axít *(mg/L $CaCO_3$)*

Toàn bộ độ axít là cách đo lường chính về tác động của AMD tại một khu mỏ. Kết quả là việc hoạch định quản trị AMD cần tập trung vào những khu vực nào của mỏ có thể phóng thích khối lượng axít lớn nhất.

Tiêu biểu cho một khu mỏ đang hoạt động, chất thải phơi ra không khí và nước (thí dụ như WRD không được bao phủ, khu chứa quặng và vách mỏ) sẽ mang lại nguồn axít lớn nhất. Các chất thải ít có khả năng là nguồn AMD trong thời gian hoạt động của mỏ bởi vì mạch chất thải thường hoạt động ở độ pH tăng cao, những chất thải lắng đọng có thể bị các chất thải mới tràn ngập, và khối vật chất có chứa sunphít thường được duy trì dưới điều kiện ngập nước. Tuy nhiên, các chất thải có thể là nguồn hoạt động của NMD và/hay SD, hoặc từ sunphát hay từ các ion chính khác và kim loại/á kim trong quặng trong quá trình chất lỏng, kể cả các hình thức của Xyanua.[14]

Sau khi một TSF ngưng hoạt động, mạch nước ngầm có thể hạ xuống và các lớp mặt của chất thải có thể ngừng bão hòa, với kết quả tiếp xúc ôxy và sự chuyển dịch của một mặt trước ôxy hoá vào trong các chất thải theo thời gian. Như thế, khả năng các chất thải trở thành nguồn khối axít trong tương lai phải được giải quyết trong khuôn khổ kế hoạch đóng cửa mỏ.

13 Phương trình 1 được áp dụng đối với các địa điểm như mỏ than nơi Fe, Al và Mn chủ yếu là những chất gây độ axít.

14 Xem các cẩm nang *Quản lý Chất thải mỏ (Tailings management)* (DIIS 2016e) và *Quản lý chất Xyanua (Cyanide management)* trong bộ sách này

2.7 Các nguồn AMD

Để thẩm định khối axít có thể sản sinh ra ở khu mỏ, điều quan trọng là phải hiểu biết rõ về đặc tính thổ nhưỡng, khoáng chất và địa hoá học ở địa phương của tất cả các vật chất phơi ra, được xử lý trong thời gian khai thác mỏ. Việc phơi ra các chất chưa được hợp nhất (như đá bỏ đi và chất thải) hay lớp đá cứng (như tường của một hố sâu hay khu khai thác ngầm dưới đất) với không khí và nước có khả năng sinh ra AMD.

Cácbônát thường là khoáng chất kiềm duy nhất có thể xảy ra một cách tự nhiên với khối lượng đủ để trung hoà một cách hiệu quả độ axít và làm giảm nồng độ kim loại trong một thời gian ngắn. Khoáng chất Silicate và aluminosilicate (thí dụ như biotite và chlorite) đều có khả năng trung hoà nội tại đáng kể, thế nhưng tốc độ phản ứng chậm của nó có thể làm cho nó không được hiệu quả lắm trong thời gian ngắn. Việc tùy thuộc vào sự hiện diện của khoáng chất aluminosilicate để trung hoà axít chẳng hạn, thường không được đề nghị do bởi nguy cơ nồng độ Nhôm hòa tan (sinh ra bởi sự phân hủy aluminosilicate ở độ pH axít) sẽ được phóng thích vào trong nước chảy trên mặt đất hay nước ngầm.

Tuy nhiên không phải tất cả khoáng chất sunphít nào cũng đều sản sinh ra nước thải axít mà cũng không phải tất cả các khoáng chất cácbônát đều trung hòa hiệu quả độ axít. Như đã lưu ý ở trên, nước thải chất lượng kém cũng có thể giữ nguyên ở độ pH gần trung hòa do bởi nồng độ tăng cao của kim loại/á kim (xem Phần 2.3.1).

Việc thẩm định thạch địa chất học của thân quặng và vùng chung quanh và của dòng suối trong mạch trích xuất khoáng chất là rất quan trọng để củng cố sự phát triển các sách lược quản lý hiệu quả trong việc xử lý các chất thải từ mỏ có sunphít. Người ta có thể thực hiện các sách lược như tách riêng, đổ vào các nơi được lựa chọn, cùng bỏ đi hay trộn lẫn và/hay bao các vật liệu thải bỏ được đổ đống trong thời gian hoạt động của mỏ (Phần 6). Các cách quản lý chủ động như vậy có thể làm giảm đáng kể di sản AMD tương lai trong giai đoạn hoạt động, khi nó có thể được thực hiện với hiệu quả cao nhất xứng đáng với chi phí bỏ ra.

Mục tiêu chung của các sách lược quản lý AMD là phải làm sao để giảm thiểu hay trong trường hợp có thể được, loại trừ việc tiếp xúc với không khí và/hay nước có các chất sunphít dễ phản ứng, hiện tại và trong tương lai. Việc này chỉ có thể đạt được nếu những nhà lập kế hoạch và quản lý khu mỏ có được sự hiểu biết tường tận về các nguy cơ của AMD đối với các chất bị xáo trộn (hay tiếp xúc với không khí) do kết quả của việc khai thác hầm mỏ và kết hợp sự quản lý thích hợp với các sách lược làm giảm bớt vào kế hoạch khai mỏ.

2.7.1 Bãi bỏ đá thải

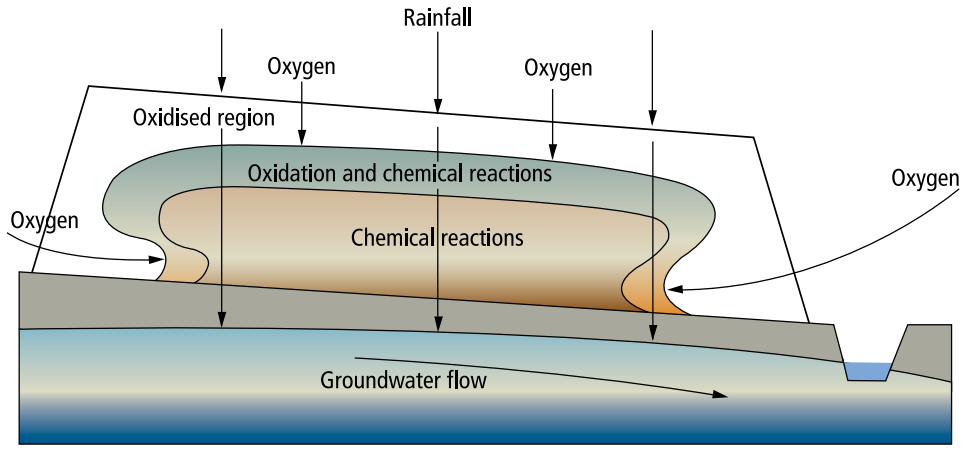
WRD thường được bỏ trên mặt đất, nơi mà những khối lượng vật liệu vẫn trong tình trạng không bão hòa, chứa khoảng từ 5–10% nước bất kể điều kiện khí hậu như thế nào. Trong những vùng khí hậu bán khô khan nơi có nhiều hầm mỏ ở Úc, đá thải chỉ bị ướt khoảng từ 5–10% nước. Tại những vùng khí hậu bất thường hơn như ở phía Tây Tasmania và Bắc Úc, đá thải có thể có độ ướt nước cao hơn, đặc biệt là ở Bắc Úc trong mùa mưa dầm dề, dẫn đến việc hình thành các gò nước ngầm hay những ụ nước ngầm trong WRD và những sản phẩm tiếp theo thấm qua WRD.

Thay vào đó, các đá thải có thể được bỏ đi cùng lúc với các chất thải mỏ hay được đưa ngược trở lại các hố hay chỗ đã khai mỏ ở dưới đất, nơi chúng có thể bị ngập một phần hay toàn bộ. Một tình huống ở giữa xảy ra khi một bãi đá thải ở các thung lũng nơi mà đáy và viền chung quanh của chất thải có thể tiếp xúc với nhiều nước hơn. Trong mỗi của các trường hợp này, bất kỳ vùng nào không bão hòa các đá thải sunphít cũng đều dễ xảy ra tình trạng ôxy hoá. AMD cũng có thể rỉ ra từ các nhánh của WRD hay di chuyển bên dưới nó vào các mạch nước ngầm. Việc này có thể gây ra những tác động bất lợi đối với chất lượng của nước trong thời gian hoạt động và sau khi đóng mỏ.

Tiến trình kiểm soát việc sản sinh ra AMD và vận chuyển WRD được trình bày theo sơ đồ trong Hình 7. Các tập tính của một hệ thống nào đó tùy thuộc không những chỉ vào những đặc tính khoáng vật học và địa hóa học mà còn cả với các đặc tính vật lý như độ xốp, cỡ hạt (bề mặt) hệ số khuếch tán, độ thấm của hơi, độ thấm nước và độ dẫn nhiệt. Nhiều các tham số này thay đổi theo thời gian do kết quả của các tiến trình vật lý và hóa học xảy ra tại chỗ. Dòng thời gian tích tụ các sản phẩm ôxy hoá sunphít và tốc độ gạn nước được minh họa trong Hình 8.

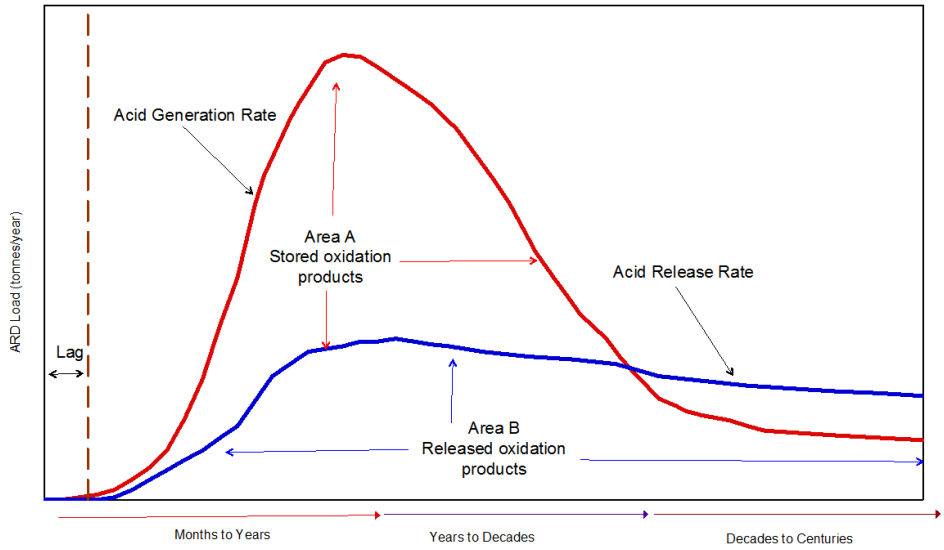
Vị trí địa dư xác định tầm quan trọng của các yếu tố thúc đẩy như vũ lượng, nhiệt độ, sức gió, thảm thực vật và mức độ thay đổi theo mùa của mỗi trong số các yếu tố này.

Hình 7: Biểu thị lược đồ của sự sản sinh AMD và sự chuyển dịch chất ô nhiễm từ WRD



Tài liệu: Ritchie (1994)

Hình 8: Lược đồ của sự tiến hóa theo thời gian của sự sản sinh sản phẩm ôxy hoá của AMD và phóng thích từ cơ sở chứa chất thải



Tài liệu: Miller (2014)

2.7.2 Bãi chứa quặng

Các bãi chứa quặng thô (Run-of-mine - ROM) về mặt thể chất giống như WRD, dù thường nhỏ hơn nhiều. Tuy nhiên nồng độ sunphít có thể cao hơn đối với chất thải. Do bởi thời gian tiếp xúc của quặng thường tương đối ngắn khi các vật chất được tái sinh để xử lý, do đó có một giai đoạn ngắn hơn để khởi đầu và phát triển việc xử lý AMD. Tuy nhiên trong những trường hợp đặc biệt khi mà quặng mỏ rất dễ phản ứng hay có khuynh hướng tự sinh nhiệt, người ta cần phải lưu ý để giảm thiểu thời gian chứa quặng trong bãi (từ cả hai quan điểm phục hồi tài nguyên và quản lý AMD).

2.7.3 Bãi chứa quặng cấp thấp (ít kim loại)

Trái ngược với các bãi chứa quặng thô, các bãi chứa quặng cấp thấp có thể đã hiện diện từ hằng nhiều thập niên tùy thuộc vào giá cả kim loại. Và như thế chúng có thể là nguồn sản sinh ra AMD trong thời gian dài. Cần đặc biệt chú ý vào cách thức quản lý hiệu quả tạm thời (thí dụ như phủ bằng lớp đất mỏng để tránh nước mưa thẩm thấu và hạn chế sự xâm nhập của ôxy) và phương thức cấu trúc các bãi chứa này (xem Phần 6) vì nó có thể đóng góp những lượng đáng kể nước kém chất lượng vào mạch quản lý nước ở khu mỏ. Bên cạnh vấn đề nước kém chất lượng, việc ôxy hoá các chất chứa sunphít có thể dẫn đến kết quả giảm thiểu đáng kể cấp độ của quặng mỏ được lưu trữ, thay đổi đặc tính của vật chất để nó không còn có thể sinh lợi khi chế biến hay cả hai. Nếu một bãi chứa quặng cấp thấp không được xử lý vào cuối thời gian hoạt động của quặng, các vật liệu này cần phải được quản lý một cách thích hợp (lấy tỷ dụ như đưa chúng vào một bãi WRD được bao phủ) để giảm thiểu nguy cơ AMD trong tương lai.

2.7.4 Bãi chứa chất thải và đập ngăn chất thải quặng

Các chất thải sinh ra trong thời gian đãi quặng thường được để dưới dạng bùn TSF. Các chất thải sunphít có thể là nguồn AMD đáng kể trong tương lai do bởi các hạt quá nhỏ của chúng.

Việc ngấm qua TSF thường vào mạch nước ngầm, trong khi nước trên mặt thường được sử dụng lại tại khu mỏ (trong thời gian hoạt động) hay có thể được thải đi thông qua các cấu trúc đập tràn (sau khi đóng mỏ). AMD sản sinh ra trong TSF có thể có tác dụng bất lợi đối với chất lượng của cả nước trên mặt và nước ngầm, tại và cách xa khu mỏ. Tầm cỡ của vấn đề cần phải được giảm thiểu tối đa bằng cách thực hiện các sách lược phục hồi thích đáng.[15]

2.7.5 Hố hay các vỉa cắt lộ thiên

Tường đá trong các hố hay các vỉa cắt lộ thiên[16] có thể chứa các khoáng chất sunphít có khả năng sản sinh ra AMD. Mức độ nước ngầm xuống thấp quanh hố trong thời gian khai thác mỏ có thể ảnh hưởng đến khối lượng vật liệu sunphít tiếp xúc với không khí và khối axít sinh ra. AMD từ các đá vách có thể ngấm vào hố hay hệ nước ngầm tại chỗ. Việc này có thể ảnh hưởng đến chất lượng của nước bơm ra từ các máy bơm trong hố hay giếng nước ngầm trong lúc hoạt động. AMD sản xuất từ sự ôxy hoá các đá vách và trong các đường thu nước thải chảy về hố cũng có thể có những tác động lâu dài đối với chất lượng nước của hố sau khi đóng mỏ (Phần 6).

Trong một số trường hợp, các hố có thể được đổ đầy lại một phần hay toàn bộ bằng đá thải. Khối lượng đá thải còn lại trong vùng bão hoà không thay đổi trên mực nước ngầm thu hồi được trong hố có thể là nguồn AMD đáng kể đối với mạch nước ngầm. Cần phải xem xét nguồn sinh ra AMD này để bảo đảm nó không làm ảnh hưởng đến các mục tiêu đóng mỏ.

2.7.6 Các mỏ ngầm

Các vấn đề liên quan đến đá vách tại các nơi khai thác mỏ dưới mặt đất cũng tương tự như những chỗ trong các hố. Các sunphít tiếp xúc với không khí do hậu quả của việc loại bỏ nước có thể là nguồn sản sinh ra AMD. Việc này có thể ảnh hưởng đến chất lượng của nước thu được dưới mặt đất và tái sử dụng, xử lý hay thải bỏ trong lúc hoạt động. Khi hoàn tất việc khai thác mỏ, nước ngập ở các nơi khai thác mỏ dưới mặt đất có thể tránh sản sinh ra thêm AMD. Tuy nhiên, các khoảng trống ở những chỗ mỏ đã khai thác có thể đã chứa nước kém chất lượng do kết quả của sự ôxýt hoá sunphua trước và trong khi xảy ra tình trạng ngập nước và như đã ghi nhận trong Phần 2.3, sự ôxy hoá sunphít vẫn có thể xảy ra dù thiếu ôxy nếu sắt ferric hòa tan có trong dung dịch. Một vấn đề đặc biệt cần phải được giải quyết trong bối cảnh này là khả năng thải ra xuống triền dốc những nước như vậy đặc biệt là nếu mỏ nằm trong những vùng đồi núi.[17]

15 Các thảo luận thêm về những chọn lựa quản lý các chất thải sunphít có trong Phần 6.2 của cẩm nang này. Cẩm nang *Tailings Management* nằm trong bộ sách này (DIIS 2016e) có thông tin sâu rộng về các sách lược khác nhau có thể được sử dụng để đổ và gom các chất thải để giảm thiểu tối đa các nguy cơ cho môi trường.

16 Các mỏ trên mặt đất thường được đề cập đến như các hố hay vỉa lộ thiên. Chữ 'hố' được sử dụng trong suốt cẩm nang này để bảo đảm tính nhất quán.

17 Xem phần 6.5 để biết thêm các thảo luận về vấn đề này.

2.7.7 Các đống và bãi đổ nước lắng

Việc đổ đống quặng sunphít kim loại nước lắng kiềm cấp thấp đang chiếm ưu thế vì kỹ thuật này làm trưởng thành và gia tăng cỡ hoạt động. Vào lúc ngưng hoạt động, chất sunphít còn lại có trong đống vật chất đã xử lý qua có thể là nguồn sản sinh ra AMD dài hạn. Sự hiện diện của lớp lót bên dưới của đống nước gạn ít thẩm thấu cho phép thu được nước thải trong lúc ngưng và sau khi đóng mỏ, tạo sự dễ dàng cho việc quản lý AMD. Tuy nhiên trong trường hợp của hoạt động chất thải nước gạn sinh học khi không có lớp lót nào cả, sự sản sinh và vận chuyển AMD từ những vật chất thải bỏ đã qua xử lý đến môi trường có thể tương tự như sunphít WRD. Hiện có rất ít các thông tin được ấn hành về việc ngưng thành công các hoạt động gạn nước sunphít ở Úc.

2.7.8 Vật liệu xây dựng

Một nguồn AMD tại mỏ thường bị bỏ quên là các vật liệu được sử dụng để xây dựng các tấm đệm, đường xá và bờ kè. Thực vậy, các đặc tính rất vững chắc tiêu biểu của đá thô (chưa bị ôxy hoá) thường được coi là lý tưởng đối với mục đích xây dựng. Có nhiều thí dụ trong đó việc sử dụng đá có chứa sunphít để xây dựng đã dẫn đến kết quả là nguồn phát tán AMD trên toàn khắp khu mỏ. Điều này có thể gây ra những vấn đề quản lý nước sử dụng trong hoạt động to lớn và đặc biệt có thể làm gia tăng chi phí dọn dẹp và phục hồi vị trí vào cuối thời gian hoạt động của khu mỏ. Các đặc tính địa hóa học của tất cả các vật liệu được đề nghị trong xây dựng (kể cả sử dụng để phục hồi) phải được thẩm định trước để xác định liệu vật liệu này có thích hợp vào mục đích đã định xét về mặt địa hóa học hay không.

2.8 Yếu tố ảnh hưởng đến mức độ sản sinh ra AMD

Nhiều yếu tố có thể ảnh hưởng đến sự sản sinh ra AMD và việc vận chuyển chúng và như thế nồng độ cuối cùng và khối lượng chất thải ở điểm hạ lưu của nguồn. Yếu tố thúc đẩy của việc sản sinh ra AMD và sự ôxy hoá các khoáng chất sunphít. Đặc tính hóa học của AMD thay đổi khi dung dịch sản sinh ban đầu của sản phẩm ôxy hoá di chuyển trong hệ thống và tương tác với các vật liệu địa chất khác.

Các yếu tố ảnh hưởng đến sự ôxy hoá sunphít và sự biến thể tiếp đó của các sản phẩm ôxy hoá gồm:

- sự tập trung, phân phối, khoáng chất học và hình thức vật lý của khoáng chất sunphít
- tốc độ cung cấp ôxy từ bầu khí quyển cho các vị trí phản ứng bằng sự bình lưu, đối lưu và/hay khuếch tán
- thành phần hóa học của nước khoan từ đất tiếp xúc với các vị trí phản ứng, kể cả sức chứa ôxy, pH và tỷ lệ ion sắt
- nhiệt độ tại vị trí phản ứng
- dung lượng của nước và mức độ bão hòa tại các vị trí phản ứng
- sinh thái vi sinh vật của các bề mặt khoáng chất

Các yếu tố ảnh hưởng đến sự chuyển đổi tiếp theo và khối lượng của AMD sản sinh ban đầu gồm:

- sự tập trung, phân phối, hình thức khoáng chất học và vật lý của sự trung hoà và các khoáng chất dễ phản ứng khác
- tốc độ chảy và đường chảy của nước
- thành phần hóa chất của nước khoan.

3.0 TỔNG QUAN PHƯƠNG THỨC TIÊN TIẾN ĐỂ NGĂN CHẶN

Các ý chính

- Việc phân loại đặc tính của nguy cơ AMD nên bắt đầu trong lúc thăm dò và tiếp tục xuyên suốt giai đoạn tiền khả thi, giai đoạn khả thi và hoạt động
- Việc khai thác mỏ chỉ nên được xúc tiến nếu các cuộc điều tra được thực hiện trong giai đoạn khả thi cho thấy rằng AMD có thể được giải quyết từ các viễn ảnh về kỹ thuật, kinh tế và danh tiếng kể cả trong giai đoạn đóng cửa và sau đó nữa
- Một kế hoạch quản lý AMD cho các hoạt động và đóng cửa khu mỏ sẽ được triển khai trong giai đoạn khả thi và được thực hiện và cập nhật trong giai đoạn hoạt động để đáp ứng với kiến thức gia tăng và/hay thay đổi trong phạm vi dự án
- Việc theo dõi dữ kiện phải được sử dụng để thẩm định định kỳ hiệu suất liên tục của giai đoạn đầu thực hiện sách lược quản lý AMD, và thay đổi phải được thực hiện nếu hiệu suất đòi hỏi chưa đạt được
- Tính hiệu quả của sách lược được sử dụng cho việc quản lý hoạt động và đề nghị được sử dụng vào việc giảm thiểu nguy cơ AMD sau khi đóng mỏ phải được trắc nghiệm bằng cách đề ra các khuôn mẫu bằng số và xác thực bởi việc theo dõi tại chỗ và kết quả từ các thử nghiệm ở hiện trường trước khi đóng cửa một thời gian lâu sẽ xác định hiệu suất hiệu quả của nó.

Phần này chú trọng và cách thức quản lý vật liệu ở mỏ theo phương thức tiên tiến để phòng tránh việc xảy ra các AMD. Tuy nhiên việc khai thác mỏ diễn ra một cách không thay đổi trong một khung cảnh xã hội và pháp định gồm các cộng đồng có thể bị ảnh hưởng, các nhóm có lợi ích liên quan và các cơ quan công quyền. Cách thức những tương tác này được giải quyết, quản lý và giao lưu cũng là một phần trong phương thức tiên tiến hiện đại.[18]

Việc triển khai một khu mỏ tiến hành thông qua một số các giai đoạn, thường được mô tả như thăm dò, tiền khả thi, khả thi, triển khai và cấu trúc; hoạt động và đóng mỏ. Những hiểu biết cần có để thẩm định và quản lý khả năng có thể có AMD được thu thập càng sớm càng tốt trong thời gian hoạt động của dự án và được hoàn thiện thêm khi mọi việc được xúc tiến.[19]

Những chi phí như vậy liên quan đến nguy cơ cao AMD có thể tránh cho dự án không tiến triển ngoài giai đoạn khả thi và có thể có những tác động đáng kể đối với hiệu suất của dự án nếu hoạt động được tiến hành. Hậu quả của hành động phương thức tiên tiến cần thiết để giảm nguy cơ AMD trong suốt chu kỳ thời gian hoạt động của mỏ được tóm tắt trong Bảng 2 và được thảo luận thêm trong Miller (2014).

18 Những lãnh vực này được giải quyết đặc biệt trong Phần 10.

19 Các phương thức để tiên đoán tầm cỡ có thể có của vấn đề AMD được trình bày trong Phần 4.

3.1 Trước khi khai thác mỏ

Việc đề ra các quyết định phương thức tiên tiến đối với AMD bắt đầu với sự thông hiểu về tình trạng địa chất ở khu mỏ, hình thái địa chất và địa hoá học. Một chỉ dấu về khả năng có AMD đối với một loại mỏ khoáng chất nào có thể có được bằng cách tham khảo các khuôn mẫu địa môi trường đã được phát triển dựa trên kinh nghiệm sâu rộng trong quá khứ với các loại thân quặng khác nhau (USGS 2002). Các khuôn mẫu địa môi trường cung cấp nhiều thông tin về khung cảnh địa chất, địa hoá của các mỏ khoáng chất, kỹ thuật khai thác mỏ và xử lý khoáng chất vì nó liên quan đến việc sản sinh ra các chất thải của mỏ và tập tính của môi trường đối với các khoáng chất mỏ trong nghĩa rộng nhất.

Một số ít tài nguyên khoáng sản là đồng chủng, và nó cần triển khai một sự hiểu biết về chúng ngày càng tăng và những đá ở tại địa điểm trước giai đoạn tiến hành khai mỏ để xác định ra những vật liệu có thể có sẽ tiếp xúc và những hạn chế sẽ có đối với hoạt động khai thác mỏ (Scott và cộng sự 1997). Để triển khai sự hiểu biết này, điều quan trọng trong giai đoạn trước khi khai thác mỏ là toán dự án gồm các nhà địa chất, người hoạch định cho mỏ, các khoa học gia về môi trường và chuyên viên AMD phải bảo đảm soạn thảo các cơ sở dữ kiện đầy đủ về địa chất và địa hoá học để xác minh những điều kiện căn bản và ước đoán nguy cơ AMD. Những yêu cầu đối với một chương trình công tác thử nghiệm tiến hành dần dần được tóm tắt trong Bảng 2. Nguyên tắc xác định và tiên đoán AMD được trình bày trong Phần 4.

Như được trình bày trong Bảng 2, các kế hoạch AMD trong lúc hoạt động và đóng mỏ được giải quyết thích đáng những nguy cơ AMD đã được xác định phải được triển khai và ước lượng chi phí cho khu mỏ trong giai đoạn khả khi. Cần phải thật cẩn thận khi sử dụng cách tính toán giá trị hiện tại ròng (using net present value - NPV) để quyết định giữa các chọn lựa, vì quyết định từ hình thức phân tích này thường cho rằng tốt hơn nên đình hoãn chi phí quản lý AMD cho đến cuối thời gian hoạt động của mỏ. Tuy nhiên, hậu quả của việc không thực hiện một sách lược kiểm soát ban đầu tốn kém hơn nhưng hiệu quả có thể là vấn đề AMD tăng dần trong thời gian hoạt động đến mức độ có thể không có giải pháp khả thi nào xét về mặt kinh tế. Việc tách NPV ra (Decouple NPV - DNPV) có thể là một phương thức sử dụng thích hợp hơn cho mục đích này (Espinoza & Morris 2013).

Nếu có nguy cơ cao về một vấn đề AMD đáng kể, cần phải có một thiết kế chi tiết và ước tính chi phí với sự tin tưởng cao hơn, do bởi chi phí liên quan có thể ảnh hưởng nghiêm trọng đến lãnh vực kinh tế của dự án. Kế hoạch đóng mỏ được soạn thảo trong giai đoạn khảo sát tính khả thi vẫn là 'tài liệu sống' và sẽ được tái duyệt và cập nhật thường xuyên để đối phó những điều kiện thay đổi ở mỏ, kỳ vọng của cộng đồng, đóng góp của những bên có quyền lợi liên quan và sự xuất hiện của những phương thức quản lý AMD mới hiệu quả so với chi phí hơn khi việc khai mỏ được xúc tiến.

3.2 Hoạt động

Trong lúc hoạt động, việc quản lý những vật liệu sinh ra axít có thể là một tiến trình phức tạp liên quan đến nhiều sách lược khác nhau tùy thuộc vào tính chất của quặng và chất thải, khí hậu và cảnh quan ở địa phương (Phần 6). Điều quan trọng là kế hoạch quản lý AMD sơ bộ phải được soạn thảo trong giai đoạn khảo sát tính khả thi và phải được duyệt lại và cập nhật để đáp ứng với kiến thức ngày càng tăng (như các mô hình chi tiết hơn về chất thải và khối quặng) và những điều kiện thay đổi (thí dụ như thay đổi trong sự phân bổ các loại chất thải AMD hay thay đổi đối với quy mô của dự án) trong thời gian hoạt động khai thác mỏ.

Việc quản lý hằng ngày về nguy cơ AMD có thể bao gồm việc xác định, phân loại đặc tính, lên lịch, vận chuyển, tách riêng, chọn chỗ bỏ, cùng hủy bỏ và đôi khi trộn vật liệu sunphít và có cácbônát, cũng như một mức độ theo dõi thích hợp. Tiến trình này phải được kết hợp với việc hoạch định mỏ và hoạt động khai thác mỏ và có thể mất rất nhiều thời gian và công sức. Tuy nhiên hậu quả của việc không làm gì hết có thể đẩy chi phí của dự án lên cao trong tương lai nếu cần đến những công việc làm giảm bớt không dự kiến trước và khắc phục tiếp diễn.

Vật liệu để xây dựng và phục hồi hầu hết đều từ các hố và vùng hoạt động của WRD, TSF và các nhà máy xử lý. Tất cả những vật liệu này phải được phân loại đặc tính hóa học và vật lý và kết hợp vào sự quân bình vật chất và lịch trình vật liệu được khai thác. Việc loại chúng ra khỏi sự quân bình về vật liệu và quá trình hoạch định là một trong những nguyên nhân gốc rễ gây ra hậu quả phục hồi kém (thí dụ như đất bị mất đi hay không có vật liệu nào được dự trữ để xây dựng lớp bao phủ hay để bọc các đá của các sườn dốc được phục hồi và thoát nước).

Việc thực hiện thành công kế hoạch quản lý AMD đòi hỏi phải có những cam kết nghiêm túc từ ban quản trị và nhân viên của mỏ và sự cộng tác tích cực của tất cả các phân ban liên quan của đơn vị doanh nghiệp. Đối với các khu mỏ đã được xác định có nguy cơ AMD, thực hành hàng đầu đề nghị việc thiết lập một nhóm quản lý riêng cho AMD do tổng quản lý điều hành đứng đầu và nhiều thành viên cao cấp của mỏ, lập kế hoạch cho mỏ, quản lý chất thải (đá và chất thải), quản lý nước và toán quản lý môi trường với đóng góp của các chuyên viên bên ngoài khi cần.

Việc đánh giá nội bộ thường xuyên về hiệu suất (Phần 9) là một chức năng quan trọng của toán quản lý AMD, chịu trách nhiệm bảo đảm tính cập nhật và hiệu quả của sách lược quản lý AMD. Các buổi họp của toán quản lý AMD phải được lên lịch ít nhất mỗi ba tháng một lần và bao gồm cả những buổi họp đặc biệt được triệu tập khi cần để giải quyết:

- những tình trạng thay đổi có thể giảm thiểu tinh hiệu quả của kế hoạch quản lý AMD hiện hành, và/hay
- theo dõi kết quả cho thấy sách lược quản lý AMD không hoạt động hiệu quả như dự kiến.

Việc đánh giá hiệu suất phải cung cấp các ý kiến phản hồi để cập nhật thường xuyên về kế hoạch đóng mỏ.[20] Nếu kế hoạch lý được đề nghị ban đầu được thấy là không đủ sức để đáp ứng với các mục tiêu hiệu suất AMD lâu dài, những phương thức thay thế khác phải được soạn thảo và thực hiện trong khi những thiết bị thích hợp và nhân viên kinh nghiệm vẫn còn có mặt tại hiện trường để cho phương thức thay thế có thể được thực hiện với chi phí thấp nhất. Những phát triển mới trong kỹ thuật làm giảm AMD phải được xem xét để lượng định và trắc nghiệm trong khuôn khổ quản lý AMD và tiến trình hoạch định việc đóng cửa khu mỏ. Những nhân viên giám sát và các nhóm cộng đồng cũng cần được tham khảo trong việc hoạch định đóng cửa để những nhu cầu tiến hóa của họ có thể được xem xét.

20 Xem các cẩm nang *Evaluating performance monitoring and auditing (Đánh giá việc theo dõi và kiểm toán hiệu suất)* (DIIS 2016c) và *Mine closure (Đóng mỏ)* (DIIS 2016a) trong bộ cẩm nang này.

Bảng 2: Các hành động theo phương thức tiên tiến để giảm thiểu nguy cơ AMD trong suốt chu kỳ thời gian hoạt động của mỏ.

Xem Bảng Thuật ngữ để biết định nghĩa và các chữ viết tắt sử dụng trong Bảng này và Phần 4 để biết chi tiết về phương thức phân loại đặc tính các chất thải mỏ được đề cập đến.

Giai đoạn mỏ	**Loại**	**Hành động** (cũng xem ở phần 5 và 8)	**Nhận định**
Thăm dò: thám sát	Trực quan	Bằng chứng về AMD (thí dụ như khoáng chất sunphít, vết nước thấm qua, làm kết tủa sắt và hydrôxýt kẽm).	Ngay cả nếu không có chỉ dấu trực quan nào về khả năng có AMD trong giai đoạn này, vẫn cần phải có những thử nghiệm thêm nữa và phải được mở rộng trong việc thử nghiệm tương lai (xem bên dưới).
	Chất lượng nước	Phân tích nước ở dưới đây trên mặt đất và mức độ và chất lượng của nước ngầm.	
Thăm dò: Trắc nghiệm tương lai	Trực quan	Bằng chứng về khả năng có AMD (như trên).	Ngay cả khi không có chỉ dấu nào về nguy cơ AMD trong lúc này, việc mô tả tính cách chi tiết hơn vẫn cần có trong việc định nghĩa tài nguyên (xem bên dưới) vì các vật chất gây ra vấn đề có thể không giao nhau ở chỗ những mũi khoan đầu tiên. Các dữ kiện chất lượng nước cơ bản được thu thập để thông báo sự phát triển tiếp theo tiêu chuẩn thải nước trong thời gian hoạt động và mục tiêu chất lượng nước và tiêu chuẩn để đóng mỏ vì nó cần phải hóa giải được những rắc rối trước đó ở khu mỏ và/hay sự tập trung xảy ra tự nhiên các kim loại và muối. Các bộ dữ kiện đặc tính địa hóa học hạn chế có được vào thời điểm này có thể cung cấp một số chỉ dấu về khả năng có AMD thế nhưng chưa chắc cung cấp được cơ sở thống kê chắc chắn để đánh giá khả năng hay nguy cơ AMD
	Chất lượng nước và thủy văn	Xác định chất lượng nước ở dưới đáy trên mặt đất và mức độ và chất lượng của nước ngầm.	
	Địa hoá học (Công tác trắc nghiệm tĩnh sơ bộ)	Công tác trắc nghiệm phân loại đặc tính tĩnh địa hoá học bao gồm cả việc phân tích lưu huỳnh và cácbon trong mẫu khoan (nếu có) và các mẫu thạch học trồi lên (Phần 4) Nếu các chuyên viên địa chất thăm dò sử dụng các kỹ thuật như đèn huỳnh quang quang tuyến X cầm tay (handheld X-ray fluorescence - XRF) để thẩm định các lõi khoan, lưu huỳnh và các bon phải được bao gồm trong bộ phân tích. Phải có ít nhất từ 3 đến 5 mẫu tiêu biểu được thử nghiệm đối với mỗi loại thạch học chính được xác định/thay đổi.	
Thăm dò: định nghĩa tài nguyên	Chất lượng nước và thủy văn	Như trên.	Nếu có chỉ dấu về khả năng có AMD, cần phải có những cuộc điều tra tập trung hơn trong giai đoạn kế tiếp của việc phát triển dự án. Ngay cả nếu không có chỉ dấu nào của khả năng có nguy cơ AMD vào thời điểm này, việc mô tả thêm đặc tính vẫn cần có trong giai đoạn khảo sát tính khả thi vì người ta có thể thu được các thân quặng và các vùng chất thải rộng lớn hơn. Vào cuối giai đoạn định nghĩa tài nguyên, khi ấy phải có đầy đủ thông tin để cho thấy một chỉ dấu có thể có AMD trong thân quặng (quặng cấp thấp và cao) với độ chính xác hợp lý. Việc triển khai một mô hình sơ khởi khối quặng có thể thực hiện được nếu có sẵn các dữ kiện đầy đủ (Phần 4.4). Trong giai đoạn kế tiếp của việc phát triển dự án phải cần có thêm nhiều thông tin trong việc mô tả đặc tính đầy đủ các đá thải và xử lý chất thải mỏ do bởi không có biên giới nào của hoạt động khai thác mỏ hay chi tiết của việc xử lý được định nghĩa trong lúc này.
	Địa chất học/ Khoáng chất học	Việc xác định các loại địa chất/thạch học và các giai đoạn khoáng chất trong các loại đã được khoáng hóa và đá thải sử dụng các phương pháp truyền thống. Lõi khoan được ghi nhận và lưu trữ cẩn thận để cho vật liệu không thay đổi có sẵn để phân tích địa hóa học chi tiết hơn nếu cần trong tương lai.	
	Địa hoá học (công tác thử nghiệm tĩnh chi tiết hơn)	Công tác thử nghiệm NAPP/NAG bao gồm sự phân tích lưu huỳnh (như sunphít) và các bon (như các bônát) với các mẫu khoan để biết các loại địa chất khác nhau và các giai đoạn địa chất. Nếu chuyên viên địa chất thăm dò sử dụng kỹ thuật như XRF cầm tay để thẩm định các mẫu khoan, khi ấy phải đưa thêm lưu huỳnh và các bon vào bộ phân tích. Phải thử ít nhất từ 5-10 bộ mẫu thử tiêu biểu cho mỗi loại thạch học/biến đổi đã được xác định. Ghi nhớ là số mẫu thạch học đã được xác định có thể gia tăng trong giai đoạn này nhờ sự hiểu biết nhiều hơn về quặng mỏ. Phạm vi thử nghiệm ban đầu có thể bị hạn chế thế nhưng sẽ tăng dần độ phức tạp nếu xác định được AMD là vấn đề.	

Giai đoạn mỏ	Loại	Hành động (cũng xem ở phần 5 và 8)	Nhận định
	Địa vật lý	Các phương pháp như gây ra sự phân cực/tự phân cực (IP/SP để khám phá ra sự phát tán chất sunphít), từ tính và điện từ (EM để khám phá ra sun phít khối) có thể được sử dụng để định nghĩa rõ hơn về mức độ khả năng có AMD.	
Tiền-khả thi	Chất lượng nước và thủy văn	Thành lập chất lượng nước cơ bản (axít, kiềm, kim loại/á kim, các ion chính, kể cả sunphát và độ muối) và các trị số về môi trường của nước trên mặt đất và tài nguyên nước ngầm có thể bị ảnh hưởng bởi dự án này. Thông tin này là phần quan trọng trong tiến trình chấp thuận về môi trường. Soạn thảo mô hình sơ khởi quân bình nước ở hiện trường	Tác động của khả năng có AMD và các chi phí quản lý liên quan phải được lượng giá ít nhất ở mức độ chất lượng cho nhiều các công việc khai thác mỏ, xử lý và các giải pháp đóng cửa sử dụng các phương thức đánh giá nguy cơ/cơ hội đã được định nghĩa và một toán đa ngành rất giỏi về kỹ thuật. Việc chọn lựa phương pháp xử lý việc khai thác mỏ và khoáng chất nhằm giảm thiểu việc sản sinh ra AMD từ các vật liệu phế thải và các chất thải mỏ phải được coi như là một phần của sự đánh giá các chọn lựa của dự án. Các chi phí biểu thị vốn và chi phí hoạt động và đóng cửa tiếp diễn để quản lý AMD phải được tính là một yếu tố trong việc phân tích tài chánh của dự án để giúp phân biệt giữa các chọn lựa và bảo đảm một phương thức chủ động để quản lý AMD. Điều này giúp có thể có chọn lựa được dự án ưa thích hơn trong số các chọn lựa và chuyển sang giai đoạn khảo sát tính khả thi. Chọn lựa ưa thích hơn sẽ là cơ sở để nạp đơn xin được chấp thuận cho thực hiện dự án. Có thể kết quả của việc thẩm định tiền-khả thi sẽ là chi phí quản lý nguy cơ AMD được xét đoán là quá cao đối với một dự án thực hiện được về mặt kinh tế. Việc tham khảo với các tổ chức giám sát và cộng đồng bị ảnh hưởng là điều được đề nghị trong giai đoạn tiền khả thi để cung cấp ý kiến phản hồi giúp tuyển chọn các giải pháp của dự án.
	Địa chất học/ khoáng chất học	Bắt đầu soạn thảo và/hay hoàn thiện mô hình khối sơ bộ (Phần 4.4) tùy thuộc vào mức độ hiểu biết về địa chất mỏ	
	Địa hóa học (công tác thử nghiệm tĩnh điện chi tiết; công tác thử nghiệm động sơ bộ)	Có đến vài trăm (tùy thuộc vào cỡ của tài nguyên và tính phức tạp địa chất) các mẫu tiêu biểu của quặng cấp thấp và cao và đá thải có thể cần được thu thập cho công tác thử nghiệm địa hóa học. Con số chính xác mẫu thử tùy thuộc vào địa chất của chất lắng cặn và nguy cơ biểu thị AMD. Nếu thực hiện công tác thử nghiệm luyện kim cho bước này, các mẫu thử của các vật liệu có thể là chất thải mỏ cũng phải được thử nghiệm. Những điểm dữ kiện đầy đủ để triển khai một mô hình khối sơ bộ với sự phân phối đáng tin cậy các dữ kiện địa hóa học tĩnh điện cho quặng mỏ, chất thải và đá vách. Xem Downing và Giroux (2014) ở Phần 4. Một cách lý tưởng, các thử nghiệm động phải được thành lập trong ít nhất một trong hai mẫu thử tiêu biểu cho mỗi loại thạch học/biến thể loại xác định được có một nguy cơ thực sự hay có khả năng có AMD (thí dụ như loại không chắc chắn từ công tác thử nghiệm tĩnh - Phần 4).	
	Thẩm định hồ mỏ	Việc mô tả đặc tính AMD của môn thạch học có thể tiếp xúc với vách mỏ. Điều này sẽ ở mức sơ bộ bởi vì định nghĩa của vỏ hố không thể được hoàn tất cho đến cuối của giai đoạn khả thi. Việc tạo mô hình quân bình nước cho thấy độ sâu tối đa của hồ và nguy cơ rót, và liệu hồ có sẽ là một hồ chứa hay không hay là môi trường nước chảy xuyên qua.	Ở giai đoạn này người ta sẽ biết được là liệu một hồ mỏ có nên được xem xét để chọn lựa đóng cửa hay không. Phải tìm kiếm đầy đủ thông tin để xác định nguy cơ có thể có và soạn thảo các giải pháp quản lý.
	Quan điểm phục hồi	Thiết kế khái niệm cho WRD, TSF và các hố lộ thiên giải quyết vị thế kiến thức hiện tại.	Áp dụng quan niệm thiết kế thực hành hàng đầu đối với ivệc quản lý chất thải (Phần 6).

Giai đoạn mỏ	Loại	Hành động (cũng xem ở phần 5 và 8)	Nhận định
Tính khả thi	Chất lượng nước và thủy văn	Cập nhật căn bản chất lượng nước khi các dữ kiện thêm về loạt thời gian có được và phát triển và/hay hoàn thiện mô hình quân bình nước ở hiện trường.	Tất cả các dữ kiện AMD phải được tái duyệt bởi một toán đa ngành để soạn thảo một kế hoạch quản lý AMD sơ bộ kết hợp chặt chẽ với kế hoạch khai thác mỏ. Các sách lược giảm thiểu AMD phải được soạn thảo đến mức đầy đủ chi tiết để giúp cho việc tính toán chi phí thực tiễn. Nhân viên quản lý/phụ trách chương trình định nghĩa đặc tính và kế hoạch giảm thiểu AMD cần được định rõ trong giai đoạn này để bảo đảm trách nhiệm nội bộ trong tiến trình. Ước tính chi phí để thực hiện kế hoạch này phải được đưa vào chi phí của dự án. Cần phải để ý kỹ đến cách tính toán NPV để quyết định giữa các chọn lựa, vì việc quyết định từ hình thức phân tích này thường hay chọn hoãn việc chi tiêu lại cho đến cuối đời khai thác của mỏ. Tuy nhiên hậu quả của việc không thực hiện một sách lược kiểm soát từ đầu có thể tốn kém hơn nhưng hiệu quả có thể dẫn đến vấn đề về AMD gia tăng trong thời gian hoạt động lên đến mức độ không còn có giải pháp nào khả thi về mặt kinh tế. Tách riêng NPV (DNPV) có thể là phương pháp thích hợp hơn để sử dụng (Espinoza & Morris (2013). Các phương thức lập kế hoạch và hoạt động để quản lý AMD cần phải có chi tiết rõ ràng và hỗ trợ bởi các tranh luận kỹ thuật lành mạnh. Các thể thức để theo dõi liên tục hiệu suất quản lý AMD cần được triển khai. Một kế hoạch đóng cửa được cho là có thể thực hiện và mang tính thuyết phục có thể được tiển khai. Chi phí đóng mỏ cần phải được đưa vào như một yếu tố trong lãnh vực tài chánh của dự án và cần phải được biết đến trong khoảng +/-30%, dựa trên mô hình khái niệm được hoàn thiện với thiết kế chi tiết. (xem phần lưu ý bên trên khi sử dụng cách tính NPV). Một phương thức kỹ thuật vững vàng và trong sáng trong việc giao tiếp là yếu tố quan trọng để đẩy nhanh việc chấp thuận và làm dễ dàng sự tiến triển đến giai đoạn hoạt động. Một quan niệm dự án giảm thiểu tác động và mang đến một khung cảnh an toàn và ổn định sau khi đóng mỏ là đồng nhất với mục tiêu phát triển bền vững. Việc chuẩn bị một thẩm định tác động môi trường (environmental impact assessment - EIA) được hoàn tất và tiến trình chấp thuận bình thường được bắt đầu sau khi kết thúc giai đoạn khảo sát tính khả thi. Tại thời điểm này, một dự án ưa chuộng hơn đã được lựa chọn thế nhưng vẫn còn có thể được tái duyệt trong giai đoạn thiết kế chung cuộc và là kết quả của những ý kiến phản hồi từ những bên có quyền lợi liên quan (cộng đồng và những tổ chức giám sát) trong tiến trình chấp thuận. Điểm chính yếu trong giai đoạn này là có được sự hiểu biết tường tận về những gì mà các bên có quyền lợi liên quan kỳ vọng về sự quản lý nguy cơ AMD.
	Địa chất học/ Khoáng chất học	Phát triển và tiếp tục hoàn thiện các mô hình khối (Phần 4.4). Sử dụng các mô hình để soạn thảo lịch khai thác các chất thải trong đời mỏ và tối ưu hóa kế hoạch mỏ để xử lý một cách chọn lọc, đổ bỏ và quản lý chất thải. Các phát minh và lịch trình sản xuất các vật liệu không gây hại cần để tạm thời bao quanh các vật liệu AMD và để phục hồi cũng cần được bao gồm vào trong việc soạn thảo lịch trình thời gian hoạt động của mỏ.	
	Địa hoá học (công tác thử nghiệm chi tiết động và tĩnh)	Duyệt lại các dữ kiện địa hoá học trước đây đối với các quặng cấp cao và thấp, đá thải và chất thải mỏ và bất kỳ vật liệu nào bị xáo trộn hay hình thành do kết quả của việc khai thác mỏ. Nếu cần, cải thiện mật độ của dữ liệu trắc nghiệm địa hoá động để soạn thảo hay hoàn thiện mô hình khối, và thực hiện các cuộc phân tích bổ sung đầy đủ (thí dụ như NAPP và NAG) để kiểm tra chéo các dữ liệu địa hoá học đối các loại đá chính (Phần 4). Thiết lập và/hay tiếp tục các thử nghiệm động đối với các mẫu đá thải và chất thải quặng. Các thử nghiệm động sử dụng sự trộn lẫn các vật liệu khác nhau (thí dụ như các vật liệu sinh ra axít và vật liệu hút axít) có thể được thiết lập để thăm dò các giải pháp quản lý AMD. Các vấn đề về AMD và kỹ thuật quản lý từ các mỏ khác với cùng vị trí, khí hậu và địa chất cần phải duyệt lại từng chi tiết nếu có. Nếu vẫn chưa có đủ các dữ liệu để thẩm định khả năng AMD và trình bày một kế hoạch quản lý một cách thuyết phục để được chấp thuận, có thể cần phải có thêm các mẫu, công tác thử nghiệm và hoàn thiện các mô hình khối.	

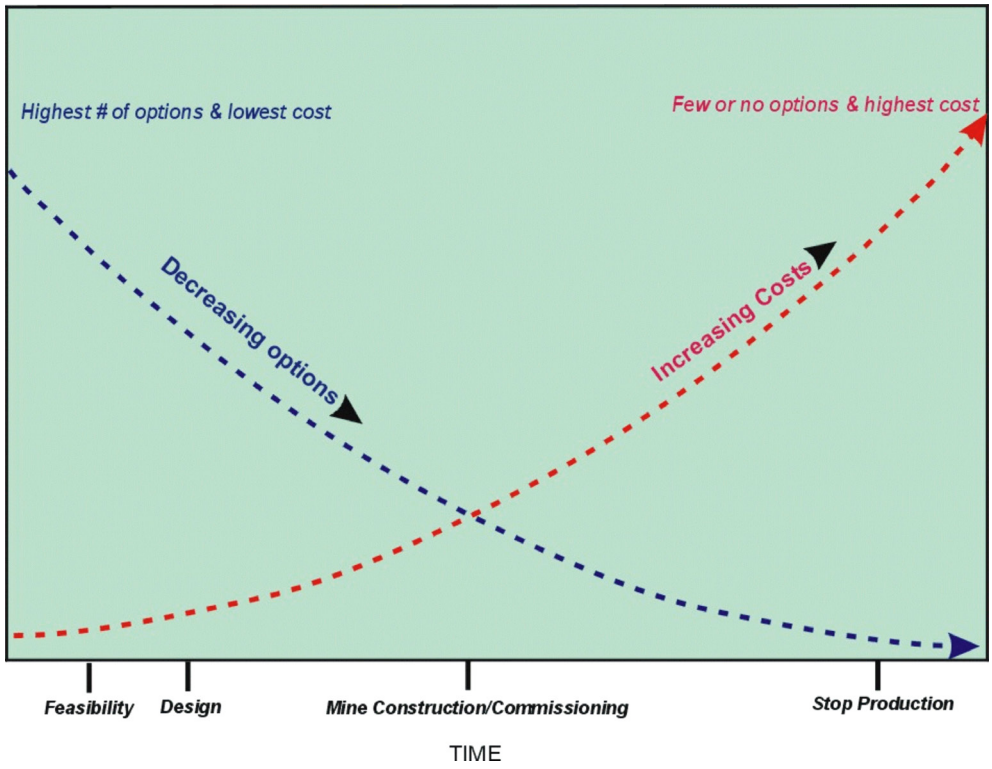
Giai đoạn mỏ	Loại	Hành động (cũng xem ở phần 5 và 8)	Nhận định
	Quản lý hoạt động AMD, thiết kế địa hình khái niệm và sách lược phục hồi	Kế hoạch bao các chất thải lại và thiết kế địa hình (thiết kế bãi bỏ chất thải và đắp đập, bao phủ và đổ đầy lại những phần còn trống, thiết kế quản lý nước bỏ đi hay bơm và xử lý) (phần 6 và 7). Thử nghiệm quy mô thực địa phải được bắt đầu để trắc nghiệm tính hiệu quả và sách lược quản lý AMD được đề nghị.	Cần có một mức độ kỹ thuật nghiêm ngặt và đầy đủ để bảo đảm thiết kế sẽ kiểm soát hiệu quả nguồn AMD và rút ra được một ước tính chi phí thực tế để thực hiện sách lược trong thời gian hoạt động của mỏ và sau khi đã đóng mỏ.
	Hố mỏ	Bảo đảm hiểu rõ về địa hóa học của đá tại chỗ và tất cả các chất thải sẽ được giữ ở khu tiếp nhận hố nước. Đánh giá thành phần nước có thể thu được ở đáy hố và trên đường nước chảy trên bề mặt trong và chung quanh chỗ trống ở mỏ (Phần 6).	Chất lượng nước trong tương lai của hố mỏ phải có thể tiên đoán được trong giai đoạn này và so sánh với các mục tiêu đề nghị đóng cửa cho hồ nước. Các mục tiêu đóng cửa có thể cần được thay đổi nếu chất lượng nước rõ ràng không hội đủ giá trị tương lai được định nghĩa cho hồ nước. Vị trí của cơ sở quản lý chất thải trong lưu vực của hồ có thể cần phải được xem lại. (Phần 6.6)
Hoạt động	Trực quan	Như ở trên nhưng mở rộng đến vùng thấm qua và ở các nhánh của WRD và nơi chứa quặng, vách hố lộ thiên và các đường lộ xây dựng bằng đá có chứa chất sunphít.	Các dữ kiện AMD đối với cả đá thải và chất thải mỏ thu được trong hoạt động khai thác mỏ tiếp diễn phải được đưa vào mô hình khối chất thải và được tái duyệt thường xuyên để đảm bảo kế hoạch quản lý chất thải có thể đối phó với những thay đổi đáng kể (tích cực hay tiêu cực) đối với bản phân tích nguy cơ AMD tại khu mỏ. Kế hoạch đóng mỏ cũng phải được duyệt lại thường xuyên để đồng nhất với bản phân tích nguy cơ hiện tại của khu mỏ có thể thay đổi về vật chất do kết quả của việc mô tả đặc tính các dữ kiện AMD phụ thêm hay những thay đổi về nội dung đối với quy mô của dự án. Dù việc đóng mỏ phải được coi là có thể thực hiện được nhằm mục đích được chấp thuận, các thử nghiệm tại hiện trường và các nghiên cứu khác phải cần được thực hiện trong thời gian hoạt động khai thác mỏ để chứng minh tính khả thi lâu dài của sách lược đã được đề nghị. Bất kỳ sự thay đổi đáng kể nào đối với chi phí dự kiến cho việc đóng mỏ cần phải được đưa vào kế hoạch tài chánh của dự án. Chi phí đóng cửa được dựa trên thiết kế chi tiết cần được biết trong khoảng +/-15-20% trong vòng 5 năm khi đóng mỏ. Một dự án làm giảm tác động của AMD trong thời gian hoạt động và sau khi đóng cửa đồng nhất với mục tiêu của phát triển bền vững phương thức tiên tiến. Xem cẩm nang *Đóng mỏ (Mine closure)* và *Phục hồi mỏ (Mine rehabilitation)* trong bộ sách này để biết thêm thông tin về việc soạn thảo các kế hoạch đóng mỏ và thiết kế chương trình phục hồi.
	Chất lượng nước và thủy văn	Thỉnh thoảng xem lại mô hình quân bình nước ở khu mỏ để kết hợp những thay đổi vào với kế hoạch quản lý nước được đề nghị lúc đầu và để đáp ứng với các thay đổi trong phạm vi kế hoạch của mỏ. Lắp đặt các giếng khoan theo dõi mạch nước ngầm ở vùng khai thác và các triền dốc WRDvà TSF để cung cấp các báo động sớm việc sinh ra nước thấm AMD tác động đến mạch nước ngầm. Thực hiện chương trình theo dõi chất lượng nước trên mặt đất để bổ sung cho chương trình căn bản hiện có.	
	Địa chất học/ Khoáng chất học	Tiếp tục soạn thảo và hoàn thiện mô hình khối để đáp ứng với các dữ kiện toàn diện hơn sinh ra trong tiến trình khai thác mỏ. Sử dụng các khuôn mẫu khối để hoàn thiện các chất thải trong thời gian hoạt động của mỏ và lịch khai thác và tối ưu hóa kế hoạch mỏ để xử lý, đổ bỏ và quản lý chất thải.	

Giai đoạn mỏ	Loại	Hành động (cũng xem ở phần 5 và 8)	Nhận định
	Quản lý AMD	Giảm thiểu việc sản sinh ra AMD, các chất thải phải được bỏ theo sách lược trong kế hoạch quản lý AMD. Việc này có thể gồm việc bao lại hay đổ ở phía dưới nước các chất dễ phản ứng, như thí dụ (Phần 6).	*Phải* có những tái duyệt và kiểm toán thường xuyên các thực hành hoạt động đối với các yêu cầu và mục tiêu của kế hoạch quản lý AMD. Những dữ kiện theo dõi báo động sớm (Phần 9) cũng phải được tái duyệt thường xuyên để bảo đảm sách lược quản lý được thực hiện đang đáp ứng được các mục tiêu hiệu suất. Nếu các dữ liệu theo dõi cho thấy một vấn đề đang phát triển, kế hoạch quản lý chất thải có thể cần được thay đổi.
	Phục hồi tiếp diễn và hoạch định việc đóng mỏ	Thực hiện việc phục hồi tiếp diễn khi có thể sử dụng nguồn tài nguyên con người và vốn có sẵn trong giai đoạn hoạt động. Việc phục hồi tiếp diễn cần được phân biệt với quản lý chất thải trong hoạt động để giảm thiểu việc hình thành AMD. Nó bao gồm việc lắp đặt các lớp phủ và thảm thực vật tại những khu vực chứa chất thải đã đạt đến chiều cao thiết kế cuối cùng và không còn là khu vực đổ chất thải tích cực nữa. Các thử nghiệm thực địa về những thiết kế bao phủ được đề nghị sẽ cần để xác định khuynh hướng lâu dài dự kiến (từ cách lập mô hình). Sử dụng cách lập mô hình theo tiên đoán để thẩm định hiệu suất dự kiến dài hạn của địa hình được phục hồi (nước chảy, thấm qua, xói mòn) và so sánh những kết quả của mô hình với kết quả của những thử nghiệm ngoài thực địa.	Sự phục hồi tiếp diễn sẽ giảm thiểu thêm những nguy cơ trung hạn của việc gạn các sản phẩm AMD từ chất thải. Một lợi ích quan trọng của việc phục hồi tiếp diễn là nỗ lực cần để ổn định khu mỏ sẽ được giảm bớt trong trường hợp có việc đóng cửa bất ngờ hay đặt mỏ trong tình trạng chăm sóc và bảo trì. Các vật liệu xây dựng và phục hồi sẽ thường được lấy từ mỏ và dưới đáy của WRD, TSF và nhà máy chế biến. Tất cả những vật liệu này phải được phân loại đặc tính về mặt hóa học và vật lý và được kết hợp vào việc quân bình vật liệu và lịch trình vật liệu được khai thác từ mỏ. Phải bảo đảm những hiểu biết về hiệu suất của địa hình chất thải cuối cùng là đầy đủ để thẩm định tầm cỡ của nguy cơ trong tương lai. Nếu các thử nghiệm ngoài hiện trường của khái niệm thiết kế và/hay đầu ra từ khuôn mẫu cho thấy những vấn đề có thể có đối với hiệu suất, cần phải có một sách lược phục hồi thay thế khác.
	Hồ mỏ	Hoàn thiện sự hiểu biết về sự quân bình và chất lượng dài hạn nước trong các hồ mỏ và các dữ kiện khí hậu. Cập nhật những tiên đoán về chất lượng nước theo yêu cầu. Lập mô hình sự quân bình nước, kết hợp những tác động thay đổi khí hậu dự kiến trong vài trăm năm. Thực hiện việc thẩm định chất lượng nước sử dụng các công cụ từ việc lập các mô hình hoà nhập đơn giản dòng nước chảy cho đến những mô hình tiên đoán chất lượng nước chi tiết hơn nếu cần có chất lượng nước cao hơn để đáp ứng các mục tiêu đóng mỏ.	Bảo đảm có được tất cả các thông tin để có thể thực hiện một cuộc thẩm định toàn diện về nguy cơ đóng cửa hố mỏ. Mục tiêu đóng cửa nguyên thủy đối với hồ mỏ cần được xem lại hay thay đổi dựa trên những khám phá từ sự thẩm định chi tiết này.
Đóng mỏ và hoàn tất		Xin xem các cẩm nang *Đóng mỏ, Phục hồi mỏ và Đánh giá hiệu suất: theo dõi và kiểm toán* trong bộ sách này để biết các hành động chính yếu cần thiết trong lúc và cuối thời gian hoạt động của khu mỏ để bảo đảm giảm thiểu tác động tiếp diễn đối với môi trường.	

3.3 Đóng mỏ

Vào thời điểm đóng mỏ, hầu hết các công tác chuẩn bị, kể cả việc triển khai các mục tiêu đóng mỏ và tiêu chuẩn cần thiết để bảo vệ môi trường trong tương lai, phải được thực hiện trong khuôn khổ sách lược quản lý AMD được soạn thảo kỹ lưỡng và qua thử thách bằng các thử nghiệm thực địa và được thực hiện trong suốt giai đoạn hoạt động. Nếu không như vậy, có thể sẽ có nguy cơ rất lớn về những tác động bất lợi, kể cả chi phí cao hơn đối với các giải pháp trang bị thêm các thiết bị mới vào giai đoạn sau này. Cũng vậy, theo thời gian, số những chọn lựa để quản lý hiệu quả giảm dần đi và chi phí sẽ gia tăng (Hình 9).

Hình 9: Mối quan hệ giữa các chọn lựa phục hồi và chi phí theo thời gian



Tài liệu: Bộ dụng cụ của Toán NT (2004), do nhã ý của M Fawcett.

Cuộc tái duyệt 73 kế hoạch đóng mỏ trong thời gian từ 2007–13 ghi nhận các công ty đã phải bỏ thêm nhiều thời gian để đạt được các mục tiêu đóng mỏ của họ khi thiết kế quản lý nước dài hạn đã không nằm trong việc hoạch định và thiết kế (Byrne 2013). Thêm vào đó, các tác động sau khi đóng mỏ từ AMD đã được xác định là tác động môi trường chính tại các khu vực phục hồi mỏ (Laurence 2006). Chi phí phụ thêm và các vấn đề khác liên quan đến sự thiếu sót trong kế hoạch đóng mỏ ở Mỏ Woodcutters tại Lãnh địa Bắc Úc đã được Dowd mô tả (2005). Các vấn đề tổng quát của việc đóng mỏ đã được đề cập đến một cách toàn diện trong cẩm nang *Mine Closure (Đóng mỏ)* trong bộ sách phương thức tiên tiến này (DIIS 2016a).

Vì nhiều các kỹ thuật quản lý AMD vẫn còn tương đối mới (chưa đầy 30 năm), cho nên có ít trường hợp dài hạn nào có thể cho thấy sự thành công trong việc đạt được các địa hình ổn định và an toàn về môi trường. Trong giai đoạn hoạch định dẫn đến thiết kế và thực hiện kế hoạch đóng AMD, sự thành công có thể có được cho thấy bởi các kết quả thu được từ việc lập ra mô hình tiên đoán và từ các thử nghiệm thực địa. Tuy nhiên chỉ dấu tối hậu của sự thành công sẽ luôn luôn là sự ghi nhận theo dõi dài hạn. Một công ty hoạt động tại một vị trí có nguy cơ AMD hậu phục hồi phải cung cấp đầy đủ các tài nguyên về tài chánh và kỹ

thuật để thực hiện các chương trình theo dõi hậu phục hồi dài hạn vững chắc (Phần 9) và để đảm trách các công tác khắc phục nếu cần.

Do bởi có thể có một thời gian cách khoảng dài trước khi các vấn đề của AMD trở nên rõ ràng, thường cần phải theo dõi tính hiệu quả của hệ thống ngăn chặn chất thải và tác động của nó đối với nước trên mặt đất và nước ngầm trong nhiều năm cho đến khi có được những bằng chứng tốt đẹp về hiệu suất được các tổ chức giám sát nhìn nhận. Những phương pháp có trách nhiệm như vậy sẽ làm tăng thêm danh tiếng cho ngành công nghiệp và giúp duy trì giấy phép xã hội để hoạt động.

Tuy nhiên, phần lớn là do các di sản của việc khai thác mỏ trong quá khứ, các nhà giám sát của Úc hiện miễn cưỡng chấp nhận sự trả lại các hợp đồng khai thác mỏ vào cuối thời kỳ khai thác. Điều này có nghĩa là những trách nhiệm về tài chánh có thể có liên quan đến AMD và các nguy cơ khác tại các khu mỏ đã đóng có thể vẫn còn nằm trong bảng chi thu của công ty trong một thời gian dài.

Trường hợp nghiên cứu 1 là một thí dụ thực hành hàng đầu của việc áp dụng mô hình hoạch định việc đóng cửa thời gian hoạt động của mỏ tại một vị trí có nguy cơ AMD. Các biện pháp kiểm soát đối với các chất thải có khả năng sản sinh ra AMD đã được thực hiện ngay từ đầu và tiếp tục suốt thời gian hoạt động của mỏ. Mười năm theo dõi chất lượng nước sau khi mỏ ngưng hoạt động cho thấy nước rời khu mỏ đạt được tất cả các mục tiêu chất lượng tiêu chuẩn đóng mỏ đã được thỏa thuận.[21]

Trường hợp nghiên cứu 1: Lập kế hoạch cho toàn thời gian hoạt động của mỏ để theo dõi khi đóng mỏ và sau khi đóng mỏ, mỏ vàng Kelian, Nam Dương

Bối cảnh

Mỏ vàng Kelian Equatorial Mining (KEM) hoạt động trong khoảng thời gian từ 1992 và 2006 bởi công ty Rio Tinto, nằm ở phía Đông Tỉnh Kalimantan ở Nam Dương. Quặng được khai thác từ một hố duy nhất lộ thiên. Một kênh chuyển hướng đã được xây dựng để chuyển dòng nguyên thủy của con sông Kelian chạy quanh hố lộ thiên này trong khi việc khai thác mỏ được xúc tiến để giúp hố mỏ có thể mở rộng về hướng bắc. Người ta đã thu được vàng từ các quặng được nghiền nát và xay nhỏ bằng cách sử dụng phương pháp gạn lắng Xyanua truyền thống. Trong toàn thời gian khai thác mỏ đã sinh ra cả thảy 90 triệu tấn chất thải mỏ và khoảng 230 triệu tấn đá thải.

Những công việc định nghĩa đặc tính ban đầu đã cho thấy là nhiều các chất thải khoáng chất này có khả năng sinh ra axít (potentially acid forming - PAF). Mỏ KEM cũng nhận được khoảng 4 mét nước mưa hằng năm vì vậy nước thải có axít và kim loại (AMD) và việc quản lý nước là lãnh vực được chú trọng trong cả hai thời kỳ hoạt động và đóng mỏ. Cuộc nghiên cứu này mô tả các sách lược quản lý AMD chủ động được KEM thực hiện và cung cấp các dữ kiện theo dõi từ thời kỳ 10 năm sau khi mỏ đóng cửa cho thấy các sách lược quản lý được thực hiện đúng như thiết kế. Những chi tiết phụ thêm được cung cấp trong một bài viết của Palon (2014).

Các đặc tính địa hóa học của chất thải khoáng chất và việc phân loại

Thân quặng mỏ Kelian là khoáng chất vàng lắng cặn do nhiệt nằm trong các lớp đá trầm tích của núi lửa kể cả ngưng khối nham, nham nâu, nham granít, đá bùn, đá lắng bùn và sa thạch. Pyrít là khoáng chất sunphít thông thường nhất có liên quan đến việc hóa khoáng và tổng lượng sunphua có trong các chất thải khoáng chất tiêu biểu trung bình từ 2–4%. Canxi, magiê, sắt và măng-gan cácbônát cũng thường có trong đá đã hóa khoáng. Sự trung hoà axít sinh ra bởi rhodochrosite ($MnCO_3$) có thể phóng thích những nồng độ măng-gan đáng kể vào trong dung dịch. Măng-gan tương đối hòa tan được ở độ pH trung tính và được công nhận sớm như là chất ô nhiễm chính đáng lo ngại ở KEM.

21 Xem thêm trong trường hợp nghiên cứu 7 ở Phần 6

Các đá thải được tách riêng dựa trên thành phần sunphua, các-bô-nát và măng-gan được đo lường tại một phòng thí nghiệm tại hiện trường để phân loại nhanh. Các đá thải không hình thành axít (NAF) được định nghĩa là có khả năng sản sinh ra axít ròng âm tính (NAPP) có chứa không quá 0,3% măng-gan. Khoáng chất có nhiều các-bô-nát trong đá NAF là canxít và bạch vân thạch (dolomite) mang lại khả năng trung hòa axít hiệu quả hơn và không phóng thích măng-gan vào dung dịch. Đá thải PAF được định nghĩa là có NAPP dương tính và/hay thành phần măng-gan lớn hơn 0,3%. Tất cả các chất thải hầm mỏ được cho là và được quản lý như PAF. Khoảng hai phần ba tường mỏ cao trên tầng nước ngầm sau khi khai mỏ được công nhận là PAF.

Các sách lược quản lý AMD

Với điều kiện khí hậu nhiệt đới cực ẩm ở KEM, kế hoạch quản lý bao quát để kiểm soát AMD tập trung vào việc giới hạn sự hút ôxy qua việc sử dụng cách thức làm ngập và duy trì điều kiện bão hòa. Việc thải bỏ dưới nước là một sách lược quản lý đã được chứng minh có thể giảm thiểu đáng kể tốc độ ôxy hoá sunphít bằng nhiều độ lớn so với phương pháp làm khô theo quy ước thải bỏ các chất thải khoáng chất (xem Chương 6). Việc tách đá thải bắt đầu vào năm 1994 với các đá thải PAF đổ tại đập đá thải được cấu trúc đặc biệt ở vùng Thượng Nakan nơi chúng có thể được cho ngập nước nhanh chóng. Tình trạng ngập nước cũng được duy trì ở các chất thải mỏ PAF trong suốt thời gian hoạt động bởi sự lắng cặn dưới nước những chất thải vào hồ chứa đập ngăn. Khi đóng mỏ, những chất thải khoáng chất dưới đây và khu vực quản lý ARD có tại khu mỏ (Hình 1):

1. Đập chất thải Namuk — Đập được xây dựng thành cấu trúc giữ nước vĩnh viễn với lõi đất sét, lớp vỏ ngoài chất đá và lớp màn vữa nằm dưới đáy. Cấu trúc và đập tràn được xây dựng theo tiêu chuẩn của Uỷ hội Quốc tế về Đập lớn (International Commission on Large Dams - ICOLD) cho những đập có độ nguy hiểm cao. Cấu trúc chứa đựng khoảng 80 triệu tấn chất thải PAF được lưu giữ dưới một hồ cạn vĩnh viễn (Hình 2)

2. Đập đá thải Thượng Nakan—Bên trong của kho chứa này chứa khoảng 160 triệu tấn đá thải PAF bão hòa với khoảng 1-1,5 nước ngập bên trên. Bờ đập Thượng Nakan được xây dựng như một cấu trúc giữ nước với đất sét nén và lõi bùn xếp từng lớp, vùng lọc và vỏ phủ đá.

3. Kho chứa đá thải Hạ Nakan—kho chứa trên 40 triệu tấn đá thải chủ yếu là NAF được khai quật trong lúc xoay chuyển dòng sông Kelian và từ hố mỏ lộ thiên.

4. Kho chứa đá thải 1280 và SP24—Không quá 10 triệu tấn đá thải chủ yếu là PAF được đổ vào hai kho chứa nhỏ này vào lúc bắt đầu khai thác mỏ trước khi đập chứa đá thải Thượng Nakan được xây dựng. Những bãi chứa nhỏ này được đậy trên mặt bằng nhiều lớp phủ được thiết kế để hạn chế sự thâm nhập của cả ôxy và nước.

5. Mỏ lộ thiên—Khoảng 10 triệu tấn chất thải được đổ vào đáy của mỏ lộ thiên sau khi việc khai thác mỏ hoàn tất. Hố mỏ mau chóng ngập đầy nước, tạo ra một hồ mỏ vĩnh viễn và kiểm soát lượng ôxy thâm nhập vào chất thải mỏ ở dưới sâu và vách hố bên dưới điểm tràn. Chỉ có khoảng 25 hécta vách hố được phơi trên mặt hồ (hình 3).

Trong thời gian hoạt động, hồ có mức quân bình nước dương tính và nước thặng dư cần phải được thải ra vào con sông Kelian. Khi cần, nước tiếp xúc từ các cơ sở bên trên được xử lý bằng đá vôi thủy hóa và cho phép ổn định tại một số các ao ổn định. Lớp nước nổi trên mặt trung hoà sau đó được hoà với hai ao đánh bóng chính trước khi được thử nghiệm để tuân thủ về chất lượng nước và sả thải vào con sông Kelian thuộc vùng hạ lưu của khu mỏ. Việc thêm vào chất vôi tiếp tục là biện pháp quản lý ngắn hạn trong các giai đoạn ngay trước và sau khi đóng mỏ vì kho chứa chất thải khoáng chất bị ngập nước hay phủ mặt.

Hiệu suất sau khi đóng mỏ

Trong thời kỳ sau khi đóng mỏ, nước được phóng thích thẳng từ đập chất thải Namuk và hoà lẫn với dòng nước từ kho chứa đá thải và mỏ lộ thiên đã được xả thải lần đầu tiên qua vùng đầm lầy rộng (Hình 4). Vùng đất ngập nước này được cấu tạo không lâu sau khi đóng mỏ để đánh bóng một cách thụ động (chủ yếu cho Măng-gan) dòng chảy hỗn hợp trước khi xả. Dòng chảy trung bình hằng năm vào khoảng 1.350 lít/giây từ đập chất thải Namuk và 280 lít/giây từ vùng đầm lầy. Dòng chảy kết hợp sau đó đổ vào một ao làm sạch cuối cùng trước khi được xả vào sông Kelian từ một điểm xả duy nhất.

Chất lượng nước xả đạt tiêu chuẩn chất lượng nước sông loại 1 của Nam Dương (nước để uống hay sử dụng tương đương) mà không cần thêm vôi hay các hình thức xử lý nước tích cực khác. Bảng 1 và 2 trình bày các dữ liệu về chất lượng nước cho đập chất thải Namuk, và cho mỏ hòa lẫn và đá thải lần lượt đổ về vùng ngập nước. Bảng 3 cho thấy chất lượng nước ở điểm xả thải ra sông Kelian sau khi tất cả các dòng được kết hợp lại. Tất cả các dữ liệu chất lượng nước trong chuỗi thời gian này đặc biệt đáng lưu ý vì nó cho thấy tiêu chuẩn phải tuân thủ đã đạt được ngay sau khi đóng mỏ với hiệu suất được duy trì sau đó. Điều này cho thấy những gì có thể đạt được bằng việc áp dụng sớm các sách lược kiểm soát và lưu ý chặt chẽ vào việc quản lý hợp nhất khả năng nguồn ARD trong suốt thời gian hoạt động của mỏ.

Kết luận

Việc KEM áp dụng các sách lược quản lý AMD tích cực ngay từ đầu đã giúp đóng mỏ thành công mà không cần đến việc xử lý tích cực nước vĩnh cửu. Việc sử dụng các lớp phủ nước và bão hòa vĩnh viễn đã kiểm soát hiệu quả tốc độ ôxy hoá sunphít và giới hạn mạnh mẽ sự chất chứa AMD trong phạm vi hoạt động của mỏ. Sách lược này đã bảo vệ thành công hệ sinh thái nước và tài nguyên nước ở con sống Kelian trong giai đoạn sau khi đóng mỏ trong khi cũng giảm thiểu được trách nhiệm về tài chánh sau khi đóng mỏ. Sự thành công khi đóng mỏ của KEM đã nêu bật tầm quan trọng của việc phân loại đặc tính sớm và chọn lựa sách lược kiểm soát, và sau đó là việc thực hiện hiệu quả và theo dõi hiệu suất để cho thấy sự thành công.

Bảng 1: Đập chất thải Namuk: Kết quả theo dõi thường niên trung bình 2008–14

THAM SỐ	ĐƠN VỊ	TIÊU CHUẨN CHẤT LƯỢNG	TRUNG BÌNH/NĂM THEO DÕI MỎ A						
		HỒ NƯỚC LOẠI II	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Tổng lượng chất rắn hoà tan	mg/L	1000	56	55	66	53	51	53	52
Tổng lượng chất rắn lơ lửng	mg/L	50	7	6	8	8	4	5	7
Sunphát (SO4)	mg/L	400[1]	16	14	11	11	12	9	NM
pH		6-9	7.12	7.11	7.31	7.11	7.12	7.00	7.24
Sắt (Fe)	mg/L	1.03	0.041	0.046	0.039	0.038	0.044	0.037	0.036
Măng-gan (Mn)	mg/L	2	0.036	0.018	0.008	0.012	0.010	0.018	0.065
Kẽm (Zn)	mg/L	0.05	0.009	0.012	0.011	0.011	0.007	0.007	0.007
Thủy ngân (Hg)	mg/L	0.002	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Chì (Pb)	mg/L	0.03	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
Arsenic (As)	mg/L	1	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.001	0.002
Tổng lượng Xyanua (CNt)	mg/L	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	NM
Xyanua tự do (CNwad)	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	NM

NM = chưa được đo lường

Bảng 2: Hệ thống xử lý thụ động vùng đất ngập: Kết quả theo dõi thường niên trung bình 2009–14

THÔNG SỐ	ĐƠN VỊ	TIÊU CHUẨN CHẤT LƯỢNG	TRUNG BÌN/NĂM THEO DÕI MỎ A					
		NƯỚC THẢI LOẠI I	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Tổng lượng chất rắn hòa tan	mg/L	2000	1020	898	754	726	691	772
Tổng lượng chất rắn lơ lửng	mg/L	200	10	8	7	5	4	7
Sunphát (SO4)	mg/L	-[1]	769	586	456	389	367	NM
pH		6-9	6.64	6.81	6.82	6.86	6.76	7.00
Sắt (Fe)	mg/L	5	0.028	0.043	0.041	0.030	0.048	0.030
Măng-gan (Mn)	mg/L	2	0.0066	0.170	0.164	0.166	0.055	0.120
Kẽm (Zn)	mg/L	5	0.031	0.024	0.012	0.007	0.008	0.005
Thủy ngân (Hg)	mg/L	0.002	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Chì (Pb)	mg/L	0.1	0.049	0.044	<0.001	<0.001	0.002	0.002
Arsenic (As)	mg/L	0.1	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	0.001	<0.001
Tổng lượng Xyanua (CNt)	mg/L	0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	NM
Xyanua tự do (CNwad)	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	NM

NM = chưa được đo lường

[1] Không có tiêu chuẩn xả thải sunphát tại vị trí này.

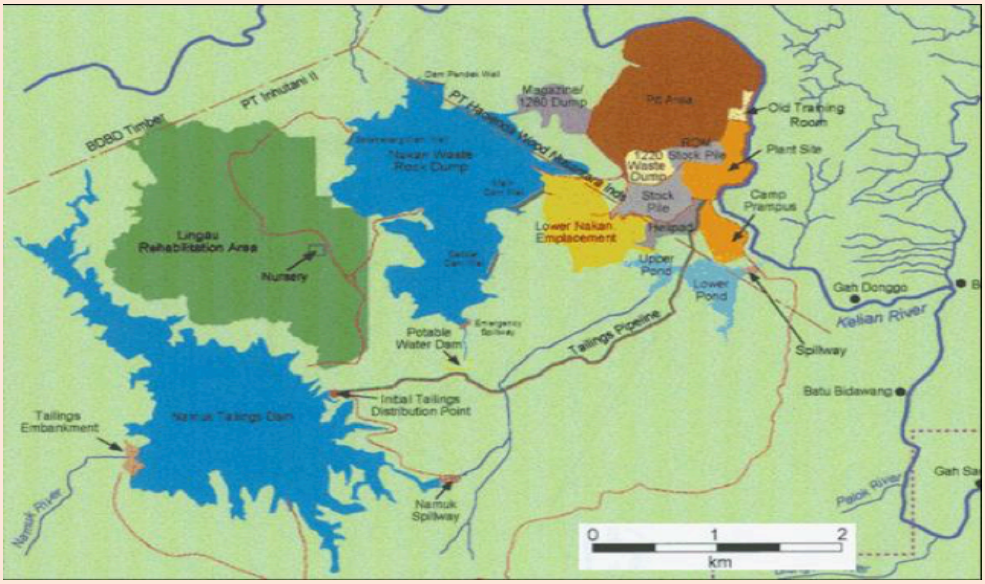
Bảng 3 – Kết quả theo dõi thường niên trung bình 2009-2014 về chất xả thải cuối cùng vào sông Kelian

THAM SỐ	ĐƠN VỊ	TIÊU CHUẨN CHẤT LƯỢNG		TRUNG BÌNH/ NĂM THEO DÕI MỎ A					
		NƯỚC THẢI LOẠI I	SÔNG LOẠI I	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Tổng lượng chất rắn hòa tan	mg/L	2000	1000	198	314	254	174	208	312
Tổng lượng chất rắn lơ lửng	mg/L	200	50	13	12	9	8	32	10
Sunphát (SO4)	mg/L	-[1]	400	113	193	153	99	99	NM
pH		6-9	6 - 9	7.03	7.04	7.00	6.91	6.75	6.94
Sắt (Fe)	mg/L	5	0.3	0.056	0.037	0.047	0.046	0.042	0.035
Măng-gan (Mn)	mg/L	2	0.5[2]	0.017	0.167	0.045	0.054	0.047	0.078
Kẽm (Zn)	mg/L	5	0.05	0.010	0.013	0.011	<0.005	<0.005	<0.005
Thủy ngân (Hg)	mg/L	0.002	0.001	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
Chì (Pb)	mg/L	0.1	0.03	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Arsenic (As)	mg/L	0.1	0.05	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001
Tổng lượng Xyanua (CNt)	mg/L	0.05	0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	NM
Xyanua tự do (CNwad)	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	NM

NM = chưa được đo lường

[1] Không có tiêu chuẩn xả thải sunphát tại vị trí này.

[2] sunphát xác định từ mức bối cảnh khu vực mỏ theo ANDAL (1990).



Hình 1: Sơ đồ khu mỏ trong lúc hoạt động cho thấy mỏ lộ thiên (trên bên phải) kho chứa đá thải và chố đổ chất thải mỏ (dưới bên trái)

Hình 2: Khu vực chức chất thải Namuk cho thấy các bờ kè được xây dựng

Hình 3: Mỏ lộ thiên ngập nước

Hình 4: Hệ thống xử lý thụ động vùng đất ngập

THAM KHẢO

Palon, G (2014). Quản lý nước thải đá axít của Mỏ PT Kelian Equatorial Mining cho đến sau thời kỳ khai thác, trong cuộc Hội thảo thứ 5 về ARD và sau khi Khai thác Mỏ ở Indonesia, 27-28 Tháng Mười, 2014. Học viện Kỹ thuật Bandung, Nam Dương.

4.0 PHÂN LOẠI ĐẶC TÍNH VẬT LIỆU MỎ VÀ TIÊN ĐOÁN AMD

Các ý chính

- Khoa học tiên đoán khả năng mức độ nguy cơ của AMD trước khi khai thác mỏ nay đã tiến bộ rất xa.
- Không một thử nghiệm duy nhất phân loại đặc tính AMD nào có thể đầy đủ để thẩm định toàn diện nguy cơ AMD trên toàn khắp các loại vật chất tiêu biểu hiện diện tại khu mỏ, với phương thức nhiều thử nghiệm cần có.
- Một mẫu thử ngày càng nhiều chi tiết và chương trình định nghĩa đặc tính vật liệu được yêu cầu trong dự án với một số nguy cơ AMD tiến hoá theo sự thăm dò của một giai đoạn mỏ.
- Điều quan trọng là triển khai một 'mô hình khối AMD' (xem Thuật ngữ và Hình 10) và liên hệ với lịch trình quản lý vật liệu thải khi nguy cơ về AMD bảo đảm điều này. Mô hình này phải được kết hợp với mô hình khối của quặng về kế hoạch của mỏ để gia tăng tối đa việc xử lý vật chất tại chỗ và định nghĩa cuối cùng về loại đá vách mỏ.
- Việc mỏ không xác định được và quản lý các nguy cơ AMD tiếp theo có thể do không có mức độ tương tự giải quyết chất thải và mô hình khối quặng và không hợp nhất chúng vào giai đoạn sớm nhất có thể được trong tiến trình hoạch định mỏ.
- Cần có sự điều hợp chặt chẽ giữa các nhân viên soạn thảo mô hình khối AMD và nhân viên lập kế hoạch mỏ. Những cách làm tắt trong việc thải bỏ chất thải để đạt sự tiết kiệm về chi phí ngay trước mắt có thể phải trả lại một cách đáng kể bằng hậu quả AMD lâu dài và chi phí quản lý chất lượng nước.

4.1 Tổng quan

Các mục đích chính của việc phân loại đặc tính vật liệu mỏ nhằm để xác định:

- *độ lớn hay tầm cỡ* có thể có của việc sản sinh ra AMD
- *tốc độ và thời* điểm có thể có của việc sản sinh ra AMD
- khả năng có thể có chất ô nhiễm đáng quan ngại trong nước thải do sự ôxýt hoá các vật liệu sunphít sinh ra.

Điều quan trọng là thực hiện việc lấy mẫu thử vật liệu mỏ theo từng giai đoạn và chương trình thẩm định địa hóa học để bảo đảm có đầy đủ dữ liệu vào tất cả các giai đoạn của dự án. Điều này áp dụng cho cả các khu mỏ chưa khai thác và đã khai thác.

Việc quản lý phương thức tiên tiến của các vật liệu mỏ chỉ có thể đạt được nhờ:

- định nghĩa đặc tính cẩn thận
- phân loại vật liệu mỏ
- lập kế hoạch và lên lịch thích đáng cho việc ngăn chặn những vật liệu có nguy cơ AMD trong suốt đời hoạt động mỏ.

Trong bối cảnh này 'vật liệu mỏ' là tất cả các vật liệu sunphít có thể tiếp xúc với nước và không khí hoặc trực tiếp do kết quả của việc khai quật và phơi ra hoặc gián tiếp do kết quả của nước ngầm hút xuống (làm hết bão hòa tầng sunphít) do hậu quả của việc khử nước.

Phải nhờ cố vấn chuyên môn trong giai đoạn đầu của việc triển khai dự án để giúp các nhân viên ở hiện trường (đặc biệt là những nhà hoạch định mỏ) có thể diễn dịch kết quả, định nghĩa các loại vật liệu địa hóa học và hiểu được những điều ẩn chứa trong các hoạt động, quản lý vật liệu và đóng mỏ.

Bảng 3 tóm tắt những yếu tố chính của một chương trình định nghĩa đặc tính của các vật chất mỏ đối với một dự án mới. Nó cho thấy những giai đoạn trong thời gian hoạt động của một mỏ trong đó những hình thức định nghĩa đặc tính khác nhau có thể được bắt đầu và phát triển thêm và những lãnh vực tổng quát về trách nhiệm để vận hành và quản lý chương trình mô tả đặc tính. Trong khi bảng này được soạn thảo đặc biệt để tóm tắt yếu tố mô tả đặc tính địa hóa học của việc lập mô hình tài nguyên G4 và tiến trình lập kế hoạch mỏ được công ty Kinross Gold ở Hoa Kỳ thực hiện, nội dung nói chung có thể áp dụng được. Những mô tả về các phương pháp thử nghiệm khác nhau được trình bày bên dưới trong phần này.

Bảng 3: mô tả đặc tính địa hóa học và các giai đoạn trong thời gian mỏ hoạt động

DỮ LIỆU HAY PHÂN TÍCH	DẪN ĐẾN	TIỀN KHỞI	LẤP ĐẦY	XÁC ĐỊNH PHẠM VI	TRƯỚC KHI KHẢO SÁT TÍNH KHẢ THI	KHẢO SÁT TÍNH KHẢ THI	HOẠT ĐỘNG
Thiết kế/duyệt lại sách lược thu thập dữ liệu (tuyển chọn các phương pháp phân tích và mật độ lấy mẫu và phân phối)	Expl						
Tổng lượng Lưu huỳnh và cácbon	Expl						
Dữ liệu đa nguyên tố	Expl						
ABA (tính toán axít badờ), thử nghiệm NAG (sinh ra axít ròng), trích suất nước	Expl / Env						
Điều tra động	Env						
Xác định yêu cầu quản lý vật liệu	Env / M- Planner						
Sách lược theo dõi & thu thập dữ liệu (tần suất lấy mẫu, phân phối, phân tích)	Env / M- Planner						

Expl = thăm dò; Env = Bộ phận môi trường; M-Planner = Người lập kế hoạch mỏ

Tiến dần nhiều chi tiết/cao cấp hơn

Thực hiện toàn diện

Sử dụng/bảo trì/cập nhật nếu cần

Tài liệu: sao chép lại với sự cho phép, Kinross Gold Corporation, USR, từ Williams và cộng sự (2015)

Một cuộc điều tra ở mức độ sàng lọc cơ bản phải được bắt đầu càng sớm càng tốt. Thoạt đầu, tham khảo các hoạt động khai thác mỏ khác trong vùng, đặc biệt là những mỏ trích suất từ địa tầng hay đơn vị địa chất tương đối, có thể cung cấp các thông tin dựa trên kinh nghiệm về các tập tính địa hóa học có thể có của các loại quặng, đá thải và đá vách cũng như khả năng sản sinh ra AMD. Việc ghi nhận về địa chất các mẫu khoan (hay các mảnh khoan) phải được thực hiện để xác định sự hiện diện của các khoáng chất dễ phản ứng như sun phít và các-bô-nát, sự thặng dư và cách xảy ra của chúng.

Đối với nhiều khu mỏ, những chỉ dấu sớm của khả năng có thể có AMD có thể được cung cấp bằng sự đo lường tổng lượng sunphua và toàn thể thành phần các bon trong những vật chất thu được. Việc sàng lọc đối với sunphua nguyên chất có thể được thực hiện ngoài thực địa bằng cách sử dụng máy phân tích dùng đèn huỳnh quang tia X cầm tay. Nhu cầu và phạm vi của những điều tra chi tiết hơn tuỳ thuộc vào các khám phá từ việc sàng lọc đầu tiên này.

Khi việc sàng lọc cho thấy cần phải thẩm định thêm, phương pháp phương thức tiên tiến là thu thập và thử nghiệm đủ các mẫu để dần dần triển khai một mô hình không gian giá trị theo thống kê khả năng có AMD của chất thải, các vùng quặng mỏ và các vật liệu mỏ liên quan khác (như định nghĩa ở trên) để định lượng khả năng mức độ hay tầm cỡ của AMD. Các mô hình AMD không gian bao gồm mô hình khối (thường tại các mỏ đá cứng) hay mô hình lưới/tầng (thường tại mỏ than) có thể được triển khai để tiêu biểu cả vật liệu mỏ tại chỗ (thí dụ quặng trước khi khai thác mỏ và đá thải và đá vách tại chỗ) và vật liệu ở nơi khác (chẳng hạn như bãi chứa quặng và WRD).[22] Trong phần còn lại của cẩm nang này, càc mô hình khối và lưới/tầng đều được gọi chung là mô hình 'khối'.

Một mô hình khối AMD (Downing & Giroux 2014) là một tiêu biểu các ô ba chiều của mức độ nguy cơ AMD được trình bày bởi các loại vật liệu mỏ khác nhau. Kích cỡ của mỗi ô tương đương với sự không đồng nhất của chất thải (và quặng) bên hông xác định mô hình chính xác đến như thế nào. Mỗi ô đều có những đặc tính vật liệu liên quan. Sự biểu thị bằng hình ảnh mặt cắt ngang qua một mô hình khối nguy cơ AMD được trình bày trong Hình 10. Điều này cho thấy vị trí của các vật liệu thuộc các loại khác nhau (màu sắc khác nhau) trong bối cảnh không gian của vỏ mỏ cuối cùng.

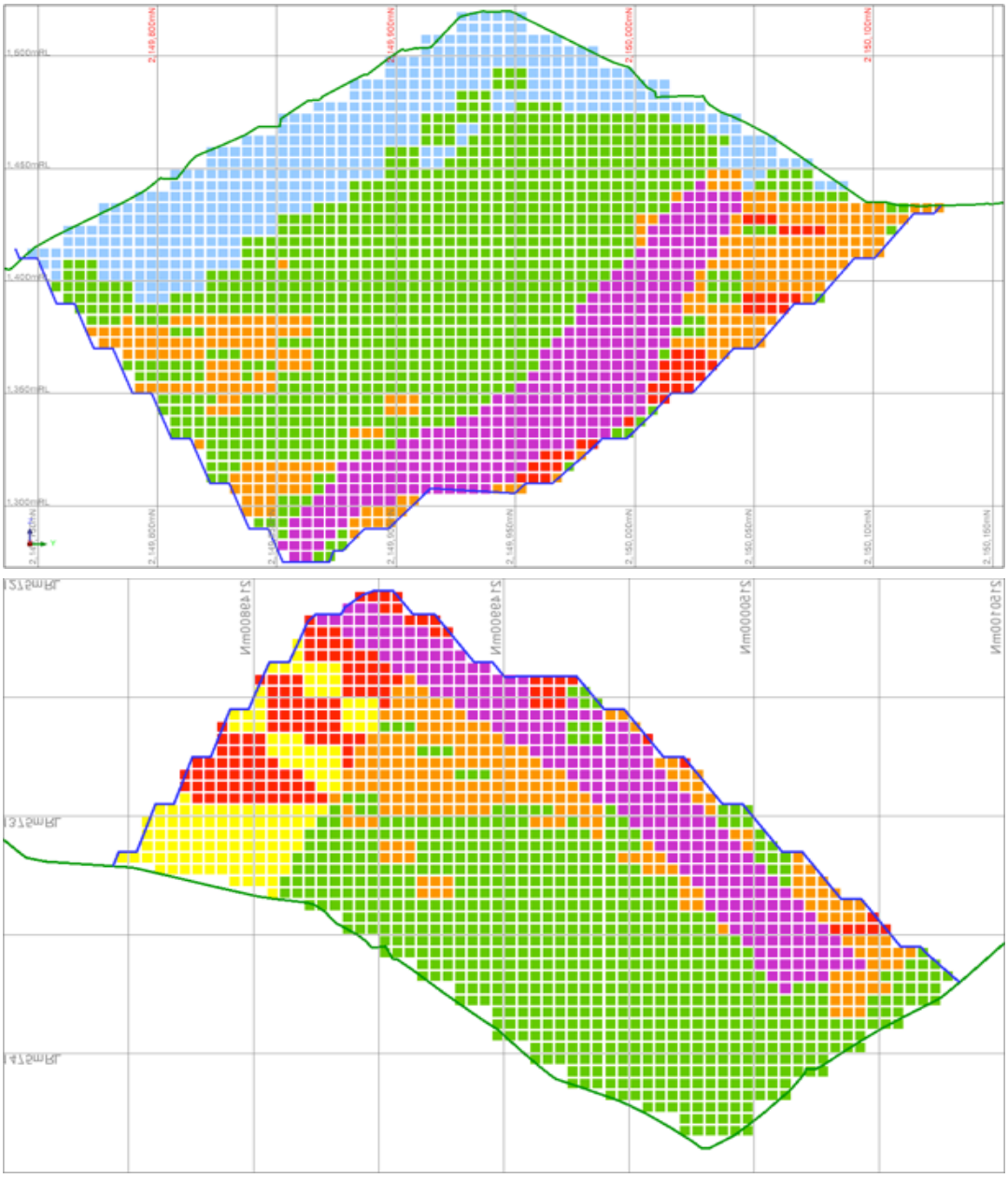
Nếu có thể được, một mô hình khối AMD (hay tầng địa hóa học môi trường trong mô hình mỏ) phải được dựa trên mô hình khối địa chất mỏ. Việc áp dụng nhiều loại trắc nghiệm địa hóa học (tỷ dụ AMIRA 2002; Nghiên cứu Coastech 1989; INAP 2009; MEND 2005; Miller và cộng sự 1997; Price 2009; Tiêu chuẩn Úc AS4969.0–AS 4060.14 đối với vật liệu đất có axít sunphát) sẽ được cần đến để phát triển và hoàn thiện thêm hệ thống phân loại và mô hình khối AMD, khi phần định nghĩa thêm về tài nguyên và các chất thải liên quan đến các vật liệu chung quanh thu thập được.

Xin lưu ý là không có một phương pháp mô tả đặc tính duy nhất nào là có giá trị đối với tất cả các loại chất lắng cặn khoáng chất. Tuy nhiên một khi các tham số đã được định chuẩn bằng cách sử dụng nhiều các trắc nghiệm địa hóa học, có thể chỉ có một hay hai tham số (chẳng hạn như thành phần tổng lượng lưu huỳnh hay dữ liệu NAPP) có thể cuối cùng được sử dụng để đơn giản hóa phần đưa vào mô hình khối.

Các kết quả từ công tác trắc nghiệm mô tả đặc tính nên được sử dụng để sản sinh ra một tầng phân loại nguy cơ AMD trong mô hình khối. Tầng này xác định ra những khu vực chất thải và những vật chất tại chỗ gây ra nguy cơ cao nhất và từ đó đòi hỏi sự quản lý cao nhất khi khai thác hầm mỏ (Hình 10). Biết được trước khối lượng của những vật chất có thể gây ra vấn đề và khi nào nó sẽ được sản sinh ra bởi lịch trình khai thác mỏ, sẽ làm dễ dàng việc đổ chúng vào những địa điểm thích hợp nhất và bảo đảm có đủ những vật liệu không gây hại để bao bọc lại hay che phủ trong khung thời gian hợp lý (thí dụ như trong khoảng thời gian trước khi sản sinh ra axít) sau khi nó được đổ vào.

22 Để đơn giản hóa, chữ 'mô hình khối AMD' được sử dụng từ đây trong cẩm nang này để thay cho tất cả các hình thức mô hình AMD không gian.

Hình 10: Biểu thị bằng hình ảnh của một mô hình khối AMD—hai lát mặt cắt ngang cho thấy sự liên hệ giữa loại chất thải với lớp vỏ mỏ lộ thiên (thân mỏ được tô màu tím)



PAF ôxýt
PAF phản ứng cao
NAF
Quặng
PAF phản ứng thấp

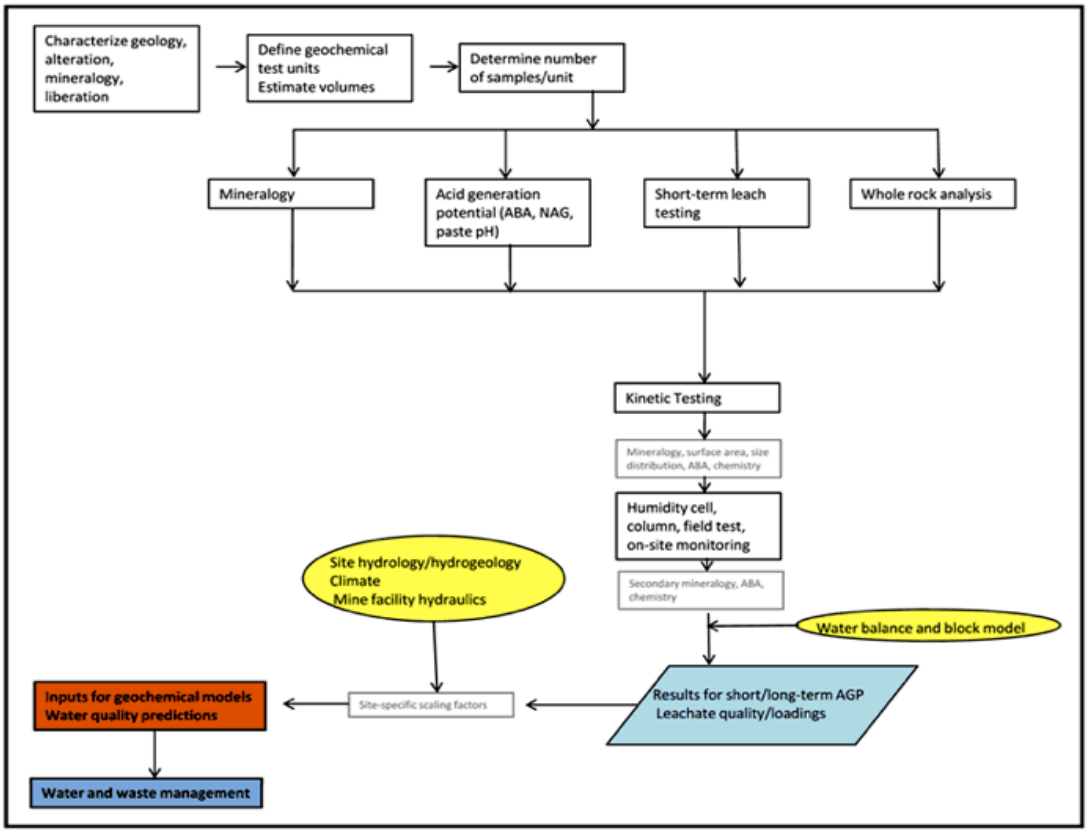
PAF = có thể hình thành axít; NAF = không hình thành axít

Một khi hệ thống phân loại nguy cơ AMD được triển khai, tốc độ và thời điểm của việc sản sinh ra AMD có thể được thẩm định bằng cách kết hợp mô hình khối AMD và thời biểu sản xuất vật liệu mỏ với kết quả của công tác thử nghiệm địa hoá học động đối với mỗi của vật liệu mỏ chính và thạch học liên quan (xem bên dưới).

Công tác thử nghiệm động bao gồm đo tốc độ phản ứng của các vật liệu sunphít, xác định khả năng các chất ô nhiễm hòa tan có thể gây lo ngại và tốc độ phóng thích của chúng, và ước tính cách khoảng thời gian trước khi bộc phát tình trạng sản sinh axít và thời gian dự kiến sản sinh ra axít này kéo dài trong bao lâu. Các thử nghiệm động bao gồm cột nước gạn, ô độ ẩm và phương pháp tiêu thụ ôxy và các đống thử nghiệm ở thực địa.[23]

Hệ quả của thử nghiệm địa hóa học và dòng thông tin để thông báo về sự phát triển sách lược quản lý nước và chất thải của một khu mỏ được tóm tắt trong Hình 11. Việc sử dụng một mô hình khối AMD đã được soạn thảo kỹ lưỡng và kết hợp với lịch trình vật liệu mỏ, hỗ trợ bởi các dữ liệu địa hóa học tĩnh và động, cung cấp một phương thức chắc chắn để tiên đoán về tầm cỡ của tác động có thể có đối với chất lượng của nước liên quan với AMD và để xác định và xếp hạng ưu tiên các biện pháp quản lý các vật liệu sunphít.

Hình 11: Biểu đồ về sự thực hiện một chương trình mô tả đặc tính địa hóa học



Tài liệu: In lại với sự cho phép của Williams và cộng sự (2015), Kinross Colp Corporation, USA,

23 Việc áp dụng các dữ liệu thử nghiệm động đối với một thiết kế dự án đặc biệt hay một sách lược quản lý chất thải được đề nghị được thảo luận thêm trong Phần 4.5.

Các dữ liệu do phương pháp này sản sinh ra có thể được đưa vào các vị trí mỏ phức tạp hơn hay khuôn mẫu chất lượng nước ở mức độ vùng để triển thai các tiên đoán hoá học nước chi tiết hơn và lượng định các tác động có thể có. Tuy nhiên, giá trị của việc lập mô hình như vậy phải được thẩm định trong điều kiện độ nhạy và không chắc chắn của kết quả có thể đạt được.

4.2 Lấy mẫu để mô tả đặc tính

4.2.1 Tổng quan

Việc chọn lựa các mẫu và phương pháp sử dụng để thu thập chúng là những công việc quan trọng cần được xem xét cẩn thận ở mọi giai đoạn của dự án. Khi dự án được tiến hành từ giai đoạn thăm dò qua giai đoạn khả thi, số các mẫu được thử nghiệm cuối cùng phải tiêu biểu mỗi loại vật liệu được khai quật hay phơi ra trong suốt thời gian mỏ hoạt động và sau khi đóng mỏ. Phải thu thập đủ các mẫu của mỗi loại vật chất phơi ra để xác định mức độ thay đổi đáng kể đối với các đặc tính vật chất của chúng. Các loại vật liệu mỏ chính sẽ được lấy mẫu bao gồm đá thải, đá nằm trên lớp lắng cặn, quặng (mỏ thô và cấp thấp) và đá vách (vỉa lộ thiên/ngầm dưới đất). Trong khi lớp đá nằm trên lớp lắng cặn có thể không chứa nhiều chất sunphít, nó vẫn có thể giàu xét về mặt địa hóa học các kim loại và cần được quản lý đặc biệt.

Mỗi loại vật liệu mỏ có thể gồm nhiều loại đá khác nhau. Bên cạnh đó, mỗi loại đá đặc biệt có thể thay đổi vì thời tiết hay ôxy hóa đến các mức độ khác nhau và, do bởi việc này sẽ ảnh hưởng đến sự phản ứng và có thể sinh ra AMD, các khu vực bị thay đổi cần được lấy mẫu và phân loại đặc tính. Ngay cả khi nồng độ sunphít thấp hay không có do quá trình ảnh hưởng của thời tiết, nước thải có kim loại cũng có thể là một vấn đề tại nhều mỏ. Điều này nêu bật tầm quan trọng của việc thực hiện lấy mẫu địa hóa học (và mô tả đặc tính) của tất cả mọi loại vật liệu.

Việc thực hiện lấy mẫu tiêu biểu gồm xác định số và loại đá và sự thay đổi và những biến thể phụ do thời tiết cấu thành khối (>95%) của tổng lượng vật chất được khai quật và tiếp xúc với điều kiện ôxy hoá. Khi có thể được, việc lấy mẫu này phải trải dài trong khoảng cách ngang và thẳng đứng của lớp lắng cặn quặng và các chất thải liên quan và vật liệu chung quanh. Điều quan trọng là phải nhờ cố vấn chuyên môn trong giai đoạn đầu của sự phát triển dự án để cung cấp các đóng góp vào thiết kế của chương trình khoan thăm dò và việc lấy mẫu liên quan để mô tả đặc tính địa hoá học.

Các mẫu tiêu biểu của quá trình/sản phẩm/dòng quặng và chất thải hay các dòng chất thải khác phải được thu thập từ các công tác thử nghiệm luyện kim được thực hiện trong giai đoạn khả thi và triển khai dự án. Những mẫu này cần để phụ thêm các mẫu quặng, chất thải và các vật liệu chung quanh để cung cấp các thông tin mô tả đặc tính địa hóa học của chất thải mỏ và các thành phần sản phẩm của hệ thống quản lý chất thải AMD. Sự tập trung khoáng chất sunphít có thể rất dễ phản ứng và có thể cần được quản lý đặc biệt tại nơi chúng được lưu trữ (tại hiện trường, trong lúc vận chuyện hay lưu kho trung chuyển tại các bến cảng).

Số và loại mẫu thử được chọn lọc sẽ đặc biệt đối với khu mỏ và tùy thuộc vào giai đoạn của dự án (xem Bảng 2 để được hướng dẫn về số mẫu thử theo từng giai đoạn của dự án) Phải thu thập đầy đủ mẫu thử để tiêu biểu cho sự thay đổi/không đồng nhất trong mỗi vật chất mỏ như đã mô tả bên trên. Các yếu tố chẳng hạn như thói quen, kích cỡ của hạt, những khiếm khuyết về cấu trúc, mức độ thay đổi và phát tán hay truyền vào các hoá chất dễ phản ứng (thí dụ khoáng chất sunphít, khoáng chất cácbônát) phải được giải quyết trong khuôn khổ tiến trình chọn lựa mẫu thử để bảo đảm thu được toàn bộ các đặc tính liên quan của mỗi loại vật liệu mỏ.

Việc lấy mẫu và các yêu cầu về xử lý cũng cần phải được xem xét về mức độ ảnh hưởng của thời tiết (ví dụ như, còn nguyên, bị ôxy hoá một phần hay toàn bộ) vào thời điểm lấy mẫu, và bất kỳ những hệ lụy nào trong các kết quả công tác thử nghiệm địa hoá học tĩnh hay động. Điều này đặc biệt quan trọng đối với tất cả các vật liệu khoan được đã cũ, các mẫu bị ảnh hưởng bởi thời tiết từ các mỏ đã bị ô nhiễm hay các khu mỏ đã khai thác và các vật liệu sun phít rất dễ phản ứng và/hay có khuynh hướng tự bốc cháy. Lý tưởng nhất là lấy các mẫu thử từ mũi khoan và đem thử nghiệm ngay sau khi khoan. Nếu không thể làm được như vậy, mẫu khoan phải được cất giữ dưới mái che (thí dụ như trong một lán trại) để giảm thiểu sự tiếp xúc với thời tiết cho đến khi thực hiện việc lấy mẫu và thử nghiệm. Các mảnh khoan cũng phải được lưu giữ và niêm lại trong những bao plastic chắc chắn để giảm thiểu khả năng ôxy hoá trước khi thử nghiệm.

4.2.2 Các vật liệu mỏ tại địa điểm

Mặc dù việc khoan và lấy mẫu thường có khuynh hướng tập trung vào các vùng mỏ đang khai thác, các giai đoạn tiền khả thi và khả thi, các mẫu đầy đủ của những chất phế thải và các vật chất đá thải phơi ra cũng phải được thu thập để xác định những nguy cơ tương lai của AMD từ những nguồn đó không được đánh giá thấp đáng kể. Khi dự án được triển khai, các mẫu đá thải và đá vách phải được lấy tăng thêm. Sự phát triển tăng dần này sẽ bảo đảm có được đầy đủ dữ liệu để sinh ra một mô hình khối AMD chắc chắn và liên hệ với lịch quản lý các vật liệu mỏ. Các phân tích thống kê địa chất cuối cùng sẽ có thể được sử dụng để thông báo và gia tăng tối đa sách lược lấy mẫu thử và tái định nghĩa mô hình khối.[24] Tuy nhiên, một con số đầy đủ các mẫu tiêu biểu cho các loại đá khác nhau, và sự phân phối hai bên của các đặc tính của những loại đá, đầu tiên phải có được trước khi có thể áp dụng những phân tích như thế với mức độ tự tin hợp lý.

Các hướng dẫn lấy mẫu công tác thử nghiệm địa hóa học tĩnh và động được thực hiện đầu tiên (nghĩa là mỏ chưa được khai thác) các vật liệu được tóm tắt trong Bảng 4. Tần suất của việc lấy mẫu biểu thị được trình bày trong Bảng 2.

Các mẫu thu thập được để thẩm định AMD trong lúc hoạt động thường được lấy từ các lỗ khoan để đánh mìn hay phát triển ngầm dưới đất. Các chất thải và biên giới quặng được suy ra sẽ được đánh dấu bằng cách sử dụng mô hình khối địa chất trên một bản đồ kế hoạch cắt thành tầng hiện tại của một mỏ cắt lộ thiên (hay trên một bản đồ của kế hoạch phát triển khai thác ở một mỏ ngầm) và kiểm tra trước và sau khi cho nổ mìn. Kết quả từ việc mô tả đặc tính của mẫu thử lấy từ lỗ đánh mìn được sử dụng để dung hoà mô hình địa chất và mô hình khối AMD.

24 Xem trường hợp nghiên cứu 3

Bảng 4: Hướng dẫn lấy mẫu đối với các vật liệu mỏ tại chỗ

- Nhiều mẫu với khối lượng lớn, cho cả công tác thử nghiệm địa hoá học tĩnh và động, cần có để tiêu biểu cho mỗi loại đá và loại bị ảnh hưởng thời tiết từ những phần khác nhau của quặng (nghĩa là bảo đảm có đủ mẫu tiêu biểu cho sự thay đổi của hai bên và vách đứng).
- Việc tiếp tục lấy mẫu khoan phải được hoàn tất khi các mẫu khác biệt thu được để mô tả đặc tính gồm có một loại đá duy nhất và loại bị ảnh hưởng bởi thời tiết, thay vì trải rộng ra nhiều hơn một loại.
- Các lỗ khoan để lấy mẫu phải được tuyển chọn căn cứ trên một lưới khoảng cách đều nhau, trong trường hợp mỏ có kim loại, phải được lấy mẫu từ bề mặt (vách đứng) cho đến chân vách của thân quặng. Các đá thải, quặng mỏ và đá chung quanh phải được lấy mẫu thử. Các mũi khoan bằng kim cương sẽ đem lại những mẫu thử tốt nhất (do bởi các vật chất không động đến có thể ghi nhận bằng mắt) kế đó là những mẫu khoan quay ngược (reverse circulation - RC).[a] Một chế độ lấy mẫu tương tự phải được áp dụng cho các mỏ than, mặc dù các vật liệu sunphít thường tập trung gần và trong các vỉa than, vì vậy cường độ lấy mẫu nên được nghiêng vào những khu vực này.
- Mỗi mẫu lớn nên được lấy từ các lỗ khoan có chiều dài cách khoảng đủ để lấy mẫu một loại đá duy nhất (tiêu biểu từ 0,5 m đến 10m) trừ khi những khuôn mẫu biến đổi sai biệt cho thấy ngược lại. Các loại đá khác nhau cũng không nên được trộn lẫn. Ở các mỏ than, điều quan trọng là bao gồm các mẫu vỉa than đặc biệt trên nóc, sàn và những phần quan trọng trong số nhiều các mẫu lấy từ các lỗ khoan.
- Mỗi mẫu lớn phải gồm ít nhất là một phần tư lõi (tối thiểu) trích suất từ toàn bộ bề dài của lỗ khoan được chọn cách khoảng để bảo đảm mẫu lấy được tiêu biểu hoàn toàn cho khoảng cách đó.
- Các mẫu để làm trắc nghiệm địa hóa học phải thường không được hợp lại trong mỗi lỗ khoan trừ khi các mẫu phụ được sử dụng để sinh ra hỗn hợp được lấy từ một loại đá và khoảng cách của lỗ khoan. Việc kết hợp các mẫu (thí dụ nếu các mẫu lớn hơn cần có cho các thử nghiệm động) đôi khi có thể được thực hiện sau khi đã có được và diễn dịch kết quả thử nghiệm sàng lọc địa hoá học ban đầu,
- Mỗi mẫu lớn phải được nghiền nát đến <20mm tổng hợp (hay mịn hơn) để làm dễ dàng việc lấy mẫu phụ tiêu biểu bằng cách 'chẻ nhỏ ra'. Các mẫu phụ tiêu biểu không thể có được bằng cách chụp lấy các mẫu khối lượng nhỏ của những vật liệu từ khối lớn. Việc tách nhỏ ra bằng cách sử dụng những thiết bị tiêu chuẩn (chẳng hạn như máy chẻ quay hay súng bắn chẻ) và các thể thức sản sinh ra các mẫu phụ tiêu biểu của khối được yêu cầu cho các phân tích địa hoá học tĩnh và/hay động.
- Đối với công tác trắc nghiệm địa hóa học tĩnh, một khối lượng mẫu phụ tiêu biểu tối thiểu 1 kilogram tổng hợp nói chung là đủ để gửi đến phòng thí nghiệm. Việc phòng thí nghiệm chuẩn bị thêm đối với các mẫu gồm nghiền nát thêm nữa cho đến < 2mm hay< 4mm, chẻ bằng súng và nghiền nát đến <100 µm, và chất bột cuối cùng được lấy làm mẫu phụ để phân tích.
- Các khối lượng mẫu lớn được yêu cầu cho công tác trắc nghiệm động (Phần 4.5). Mẫu này có thể nằm trong khoảng từ 2-5kg cho công tác thử nghiệm việc tiêu thụ ôxy, đến 35 kilogram cho thử nghiệm cột nước gạn và lên đến 100 kilogram cho công tác thử nghiệm khuếch tán ôxy.

[a] Trong hầu hết các quặng có kim loại, các mũi khoan RC hay khoan bắn bằng súng hơi quay tròn lỗ hở (RAB) thường được sử dụng để khoan xuyên qua các vật liệu đá thải và lõi sử dụng các mũi khoan kim cương để lấy mẫu vật liệu mỏ. Như thế khối vật chất mỏ có được để làm mẫu và thử nghiệm để biết các đặc tính chất thải có thể là các mảnh khoan RC hay RAB với lõi kim cương hạn chế để thử nghiệm chất thải.

- Đối với công tác thử nghiệm địa hoá học động, các mẫu thử lý tưởng phải được chuẩn bị và thử nghiệm theo cách mô phỏng gần nhất với điều kiện thực địa. Tuy nhiên đối với các thử nghiệm tại phòng thí nghiệm, mẫu thử có kích cỡ nhỏ hơn có nghĩa là đá thải phải được nghiền ra để đảm bảo khu vực bề mặt có đầy đủ các phân tử và thời gian tiếp xúc với dung dịch nước gạn (tiêu biểu là nước khử ion hay nước mưa tại hiện trường) Các mẫu khối lượng lớn được đặc biệt nghiền nát để vượt qua cỡ hàng đầu trong khoảng từ 5mm đến 40mm tùy thuộc kích cỡ của thiết bị gạn. Các chất thải cũng nên được thử nghiệm ở kích cỡ xay ra sẽ được sử dụng cho tiến trình.
- Các mẫu phụ tiêu biểu của vật chất sử dụng vào công tác thử nghiệm địa hóa học động (thay vì giống/ so sánh được với các loại vật chất mỏ) phải được thu thập cho các công tác thử nghiệm địa hóa học động để giúp diễn dịch những điều tìm thấy.

4.2.3 Các vật chất mỏ phơi ra hiện hữu

Các vật chất mỏ phơi ra hiện hữu tiêu biểu được tìm thấy ở các khu mỏ đã khai thác hay các khu mỏ di sản nơi các vật liệu đã được khai thác và việc xử lý chất thải đã trải qua giai đoạn ôxy hoá đáng kể. Tuy nhiên tình trạng này có thể cũng đã xảy ra tại khu mỏ đã có một thời gian hoạt động lâu dài và có những bãi chứa chất thải, có thể có các thành phần không chắc chắn, trong đó việc ôxy hoá chất sunphít đã được nâng cao rõ rệt.

Đối với các vị trí mỏ đã khai thác, có thể có ít hay không có các dữ liệu trước khi mô tả đặc tính sẽ cung cấp các thông tin về các thành phần cơ bản và hủy bỏ các loại chất thải khác nhau trong phạm vi cơ sở quản lý chất thải. Ngay cả khi có được những thông tin như vậy trước đó, mức độ phản ứng đã xảy ra có thể có nghĩa là những đặc tính địa hóa học khởi thủy của vật chất đã thay đổi cho đến một mức độ mà những dữ liệu mô tả đặc tính nguyên thủy không còn áp dụng được. Chữ 'địa hoá học pháp y' đã được áp dụng trong tiến trình cần được làm theo để định nghĩa các đặc tính hiện tại của những cơ sở như vậy.

WRD, đặc biệt, có thể rất không đồng nhất (cả về địa hoá học và trong việc phân phối cỡ hạt) tùy thuộc vào cách thức khai mỏ và tiêu hủy chất thải được thực hiện như thế nào. Môn thạch học có thể không còn hiện hữu trong những sắp xếp không gian được định nghĩa và trong những tầng chưa đụng chạm đến cũng như trong trường hợp đối với các vật chất chưa được khai mỏ.

Việc lấy mẫu của những khối như vậy cần sự định nghĩa của các loại vật chất và các đặc tính địa hoá học hiện tại của chúng bằng cách lấy được đủ số mẫu phân tích, tiêu biểu bằng cách lấy các hỗn hợp ở những nơi cách khoảng 1m theo chiều thẳng đứng. Có những sự tương đồng mật thiết giữa những gì cần để định nghĩa sự biến thể về không gian của những đặc tính địa hoá học trong những cơ sở này và sự thẩm định vị trí đã bị ô nhiễm. Do đó cần phải tham khảo Biện pháp Bảo vệ Môi trường Quốc gia (NEPM) để thẩm định những khu vực bị ô nhiễm để cung cấp các hướng dẫn về nguyên tắc thiết kế việc lấy mẫu.[25]

Trong trường hợp đá thải, khoan hay trắc nghiệm các hố mỏ cung cấp các mẫu thử. Người ta có thể sử dụng các phương pháp khoan cổ điển, khoan xoắn hay siêu âm đối với các chất thải quặng. Tính phức tạp phụ thêm của các cỡ hạt nhỏ cần được giải quyết trong khuôn khổ chế độ lấy mẫu đối với các đá thải khai thác ở mỏ. Phần nhỏ <2 cm được cho là tiêu biểu để mang lại các chỉ dấu ban đầu của các đặc tính khối vật liệu để mô tả đặc tính sơ khởi. Tuy nhiên, toàn bộ mẫu vật sau đó có thể cần đến để định nghĩa thêm về các đặc tính vật lý và AMD như là chức năng của cỡ hạt.

Các đặc tính địa hóa học của những vật liệu đã tiếp xúc (thí dụ như một WRD hiện tại) sẽ xúc tiến tiêu biểu qua các giai đoạn, giai đoạn đầu là điều tra ở quy mô thử nghiệm để có được sự đo lường của sự thay đổi có thể có đối với các đặc tính. Giai đoạn thứ hai bao gồm lấy thêm mẫu để có thể định nghĩa rõ ràng sự phân bổ các đặc tính vật chất.

25 http://www.scew.gov.au/nepms/assessment-site-contamination.

Khối lượng các mẫu cần có và hình thức chuẩn bị mẫu cần cho các công tác trắc nghiệm địa hoá học tĩnh đối với các vật liệu đã tiếp xúc cũng giống như những thứ được cung cấp cho các vật liệu tại chỗ trong Bảng 4

4.3 Thử nghiệm địa hoá tĩnh

Một bộ căn bản các thể thức tiêu chuẩn đã được soạn thảo để thẩm định khả năng có thể sản sinh ra AMD từ các vật liệu sunphít. Nói chung, thể thức được soạn ra để chú trọng đến cả hai:

- các phản ứng sản sinh ra axít, được thúc đẩy bởi sự ôxy hoá các khoáng chất sunphít dễ phản ứng một khi tiếp xúc với ôxy trong khí quyển.
- phản ứng trung hoà axít do sự hòa tan các khoáng chất alkaline dễ phản ứng, chủ yếu là cácbônát (Phần 2).

Các loại phương pháp thử nghiệm địa hoá tĩnh và các mặt mạnh và yếu của chúng được mô tả bên dưới. Cuối cùng việc sử dụng các dữ liệu thử nghiệm tĩnh để triển khai một chương trình phân loại AMD đối với nhiều các vật liệu khoáng chất thẩm định được mô tả.

4.3.1 Các số đo thực địa

Các số đo đơn giản và hữu ích thu được ngoài thực địa là pH và EC: pH cho biết chỉ dấu của khối lượng không có axít và EC là độ dẫn điện của mẫu vật. Cả hai thông số này đều có thể được đo lường dễ dàng bằng cách sử dụng thiết bị đo pH và EC đã được định chuẩn kết hợp với các máy đo cầm tay. A1:1, 2:1 hay 5:1 bùn từ lỏng đến rắn của mẫu vật (tiêu biểu phần nhỏ <2 mm được rây từ một mẫu vật lớn) được làm từ nước khử ion và các số pH và EC được đo sau một khoảng thời gian ấn định. Phải sử dụng cùng tỷ lệ trích suất chất lỏng: rắn đối với tất cả các mẫu để mang lại một cơ sở chung để so sánh giữa các mẫu vật.

Số đo pH cho thấy liệu sự ôxýt hoá chất sunphít có làm cạn kiệt khả năng trung hoà vật liệu (axít pH) và trị số EC cung cấp số đo khối lượng muối hòa tan (độ mặn) có để gạn từ vật liệu. Những số đo này đặc biệt ích lợi đối với việc mô tả đặc tính tình trạng vật liệu đã được ôxy hoá một phần (thí dụ như khoáng chất sunphít được phơi ra trên mặt đất, có trong các cơ sở chứa chất thải hiện hữu, hay hiện diện ở các tầng cát axít sunphát).

Các thẩm định khoáng chất học dựa trên thực địa (Phần 4.3.2) thử nghiệm NAG (Phần 4.3.5) và sự phân tích XRF cầm tay cũng có thể được áp dụng để sàng lọc và hướng dẫn việc chọn lựa các mẫu để mô tả đặc tính chặt chẽ hơn sau đó sử dụng bộ phương pháp được mô tả bên dưới.

4.3.2 Phân tích khoáng chất học

Các phân tích khoáng chất học hầu hết sử dụng kỹ thuật XRD (khuếch tán Tia X) được thực hiện trên các mẫu tiêu biểu 1-2mg vật liệu đã được nghiền nhỏ. Giới hạn khám phá đối với một loại vật liệu có sẵn thường gần mức 1-2 trọng lượng% (nghĩa là 10.000-20.000mg/kg) đối với các giai đoạn khoáng chất thông thường. Vì thế, trong khi việc thẩm định khoáng chất chính xác là mục tiêu tối hậu của công tác thử nghiệm địa hóa, kỹ thuật XRD hầu như luôn luôn cần được bổ sung với những phương pháp nhạy ứng hơn có thể suy ra thay vì phải đo lường trực tiếp nồng độ của một khoáng chất đặc biệt nào.

Đối với các vị trí chưa khai thác, thông thường các khoáng chất chính dễ phản ứng chiếm phần lớn là các khoáng chất sunphít và cácbônát. Do bởi không phải tất cả mọi khoáng chất sunphít đều sản sinh ra axít, cho nên điều quan trọng là phải hiểu các đặc tính và sự phân bổ những hóa chất chính yếu này như XRD đã cho thấy.

Do bởi các vật liệu địa chất dễ phản ứng ôxy hoá, số giai đoạn khoáng chất thứ cấp gia tăng, và chúng có thể phủ lên bề mặt của các khoáng chất sunphít chính, qua đó giảm bớt tốc độ phản ứng của tập hợp các khối khoáng chất với ôxy. Một số các giai đoạn khoáng chất thứ cấp có độ hòa tan thấp (thí dụ như alunite và jarosite) và có thể chứa axít. Sự tiến hóa tự nhiên này có những hệ lụy đáng kể đối với cả hai việc đo lường và quản lý nguy cơ AMD ở những nơi bị ô nhiễm hay các khu mỏ đã khai thác, và nêu bật nhu cầu cần phải hiểu rõ tính chất và sự phân bố các giai đoạn khoáng chất thứ cấp sản sinh ra axít, đặc biệt là tại những vị trí nơi mà sự ôxy hoá đáng kể khoáng chất sunphít đã xảy ra.

Khả năng sản sinh ra AMD và trung hoà AMD của các khoáng chất sunphít và cácbônát thông thường từ các dữ liệu khoáng chất học thu thập được qua sự ghi nhận địa chất hay phân tích XRD có thể được tính toán bằng cách sử dụng chương trình ABATES (Waters và cộng sự: xem Bảng thuật ngữ)

Các phân tích khoáng chất học có thể được thực hiện bằng các phương pháp thực địa hay trong phòng thí nghiệm. Các phương pháp thực địa thường ước lượng bằng mắt những khối khoáng chất (khối lượng%) thu được từ những ghi nhận địa chất của các mẫu khoan, và/hay thu được từ các quan sát thực địa. Lợi điểm của phương pháp này là các dữ liệu địa chất thường có sẵn ở bất cứ giai đoạn phát triển nào của mỏ, cho phép ước đoán nhanh chóng một lần đạt yêu cầu khả năng có AMD cả đối với các vật liệu tại chỗ và các đá thải.

Các kỹ thuật mới đã có được để đo lường phân tích trên thực địa các khối khoáng chất (trọng lượng%) sử dụng các thiết bị XRD trên bàn trong phòng thí nghiệm. Các phân tích XRD trong phòng thí nghiệm có thể có được độ chính xác cao hơn, tuy vẫn còn mất nhiều thời gian và hạn chế về độ phân giải.

Các dữ liệu khoáng chất học hầu hết được sử dụng một cách hiệu quả chung với kết quả từ các phương pháp thử nghiệm địa hóa khác (xem bên dưới).

4.3.3 Thành phần nguyên tố

Thành phần nguyên tố của các mẫu tiêu biểu của mỗi vật liệu mỏ phải được xác định và đánh giá liên quan đến mức độ làm giàu hay cạn kiệt tương quan với đất và đá nền. Có hai phương pháp được sử dụng để làm việc này: yếu tố làm giàu nguyên tố (elemental enrichment factor - EEF) và chỉ số khối địa hóa thặng dư (geochemical abundance index - GAI). Cả hai số đo đều có thể được sử dụng như một phần của chương trình mô tả đặc tính phương pháp tiên tiến vì chúng cung cấp các thông tin bổ sung.

EEF so sánh nồng độ trong mẫu với nền của khu vực địa phương trong khi GAI so sánh nồng độ với dữ liệu về sự phong phú nguyên tố đất/đá tổng quát, sử dụng phương pháp địa thống kê dựa trên thang biểu ghi nhận. Những so sánh này được sử dụng để xác định các nguyên tố (đặc biệt là kim loại và á kim) sinh ra ở nồng độ trên giá trị bình thường và có thể cần điều tra thêm chẳng hạn như bằng cách phân tích trích suất nước và/hay thử nghiệm NAG nổi trên mặt (Phần 4.3.5) hay bởi công tác thử nghiệm động (Phần 4.5) để đánh giá thêm khả năng đáng kể về môi trường.

Việc sử dụng một mình phép thử GAI có thể cho ra chỉ dấu bảo thủ quá mức về tầm cỡ của sự xảy ra giá trị GAI tăng cao nếu trị số nền ở địa phương đối với một nguyên tố cho sẵn nào là cao so với mức trung bình toàn cầu. Tuy nhiên, ngay cả nếu đất nền ở địa phương đối với một nguyên tố nào bị tăng cao, điều này không có nghĩa là độ lớn của sự xuất hiện của nó có thể bị sụt giảm. Lấy tỷ dụ như sự tiếp xúc của nguyên tố đó chứa trong các vật liệu được khai thác có thể giới thiệu thêm một sức chứa của nguyên tố đối với môi trường thông qua sự gạn lắng gia tăng do sự ôxy hoá sunphít gây ra.

Các dữ liệu thành phần nguyên tố có thể giúp diễn dịch các dữ liệu khoáng chất học do bởi độ chính xác cao hơn và giới hạn khám phá các phương pháp phân tích thấp hơn được sử dụng để đo lường nồng độ nguyên tố, chẳng hạn như thiết bị XRF cầm tay cỡ phòng thí nghiệm, ICPAES (quang phổ quy nạp chung với sự phóng thích nguyên tử thạch anh) và quy nạp kết đôi với quang phổ khối thạch anh.

Một số các nguyên tố như arsenic, thủy ngân selenium và cadmium có thể là một mối quan tâm ở nồng độ không được tăng cao đáng kể tương đương với nồng độ nền, do bởi những nguyên tố này có thể phóng đại sinh học qua các chuỗi thực phẩm. Do đó điều quan trọng là sự gạn lắng và/hay sinh khả dụng của những nguyên tố này có thể được xem xét thêm. Nồng độ của chúng trong nước hay trích suất có độ pH được kiểm soát có thể được so sánh với việc bảo vệ có thể áp dụng được các hướng dẫn hệ thủy sinh và hướng dẫn về nước uống cho gia súc trong ANZECC-ARMCANZ (2000a). Trong một vài trường hợp, trị số nồng độ kim loại/á kim trong các chất rắn có thể được so sánh với trị số nồng độ kim loại trong đất theo hướng dẫn của Úc về sự thẩm định vị trí đã bị ô nhiễm (SCEW 2013). Những hướng dẫn sau được cập nhật gần đây và hiện có những hướng dẫn mở rộng về cách thức thẩm định nguy cơ bao gồm cả việc giải thích cho tính sinh khả dụng của kim loại trong đất bị ô nhiễm bởi các chất thải hầm mỏ hay AMD.

4.3.4 Sự đánh giá axít kiềm

Sự đánh giá axít kiềm (ABA) ước lượng sự quân bình giữa khả năng của một vật liệu sản sinh ra axít và trung hoà axít. Kết quả có được từ ABA là một trị số được gọi là khả năng sản sinh axít ròng (NAPP) được biểu thị bằng đơn vị kilogram axít sunphuaric trên một tấn (kg H_2SO_4/t).

Thử nghiệm NAPP gồm xác định tiềm năng axít tối đa (MPA) và khả năng trung hoà axít vốn có tối đa (ANC) của một mẫu. Toàn bộ dung lượng tổng lượng lưu huỳnh thường được sử dụng như một ước tính bảo thủ pyritic sunphua (tức là tất cả lưu huỳnh được giả định là có dưới hình thức pyrite) để tính toán MPA (MPA = trọng lượng% S x 30,6) Việc sử dụng toàn bộ lưu huỳnh là một phương pháp bảo thủ bởi vì lưu huỳnh có thể hiện diện dưới hình thức khác pyrite.

Một số lưu huỳnh sunphát có chứa khoáng chất thứ cấp như thạch cao, anhydrit và barite không sản sinh ra axít trong khi những chất khác như melanterite, jarosite và alunite là những chất sinh ra axít mặc dù ở mức độ thấp hơn pyrite. Nhóm axít sau của khoáng chất axít sunphát (thứ cấp) là sản phẩm của sự ôxýt hoá pyrite. Có những kim loại sunphít khác như chalcocite (Cu_2S) và covellite (CuS) sinh ra ít axít qua sự ôxýt hoá hơn pyrite, và các chất khác không sinh ra axít như sphalerite (ZnS) và Galena (PbS). Phần mềm miễn phí ABATES (xem Bảng Thuật ngữ) giải thích tiềm năng sản sinh axít khác nhau của nhiều loại khoáng chất sunphít có thể hiện diện.

Loại khoáng chất (cả sơ cấp lẫn thứ cấp) có hiện diện và nồng độ của chúng có thể được xác định hay suy diễn từ sự kết hợp khoáng chất học XRD và công việc thử nghiệm biệt hóa lưu huỳnh (phần 4.3.2 và 4.3.6 tương ứng). Nếu khối lượng của những hình thức sunphít khác này hiện diện trong một mẫu được xác định, khi ấy có thể có dung lượng đóng góp để cung cấp một ước tính hoàn thiện hơn về MPA.

ANC tiêu biểu được xác định bằng cách cộng thêm một lượng đã biết trước axít hydrocloric đậm đặc vào mẫu, sau đó chuẩn độ lại bằng muối hidrôxít để định lượng khối lượng tối đa axít tiêu thụ bởi khả năng trung hoà vốn có của vật liệu. Xem Price (2009) để biết các thảo luận về các phương pháp khác nhau có thể được sử dụng để đo lường ANC của một mẫu.

Sự xác định ANC không chính xác và có thể ước đoán quá cao ANC có để trung hoà AMD. Trong khi việc đo lường tổng lượng cácbon cácbônát có ích trong bối cảnh này, tuy nhiên cần phải cẩn thận với thông số này. Đặc biệt, trừ khi có cácbônát chứa sắt và măng gan như siderite, ankerite, ferroan dolomite và rhodochrosite được cho là gây ra, khả năng trung hòa chất cácbônát sẽ được ước tính quá cao. Vấn đề này nói chung có thể được giải quyết thông qua sự kết hợp khoáng chất học (Phần 4.3.2) và công tác thử nghiệm phân tích nguyên tố (Phần 4.3.3)

Một ước đoán hoàn thiện hơn về tính hiệu quả của một mẫu thử ANC có thể được cung cấp bởi phương pháp đệm axít cong đặc trưng. Mẫu được chuẩn độ dần dần với axít hoà tan để đo lường độ đệm do các khoáng chất cácbônát cung cấp. Tuy nhiên cần phải cẩn thận đối với các vật liệu có chứa những khối lượng đáng kể chất siderite ($FeCO_3$) hay rhodocrosite ($MnCO_3$) là khoáng chất cácbônát không có khả năng trung hoà axít ròng.

Một khi các dữ liệu mô tả đặc tính, đầy đủ có được đối với một chất lắng cặn nào đó, người ta có thể tìm thấy, thí dụ như, có một sự tương quan chặt chẽ giữa ANC hiệu quả và số lượng axít trích suất được Mg và Ca. Trong trường hợp như vậy, trị số Ca+Mg thường được xác định có thể được sử dụng để đổ đầy sự phân bổ ANC trong mô hình khối.

Hai cách đo lường ABA được tính toán từ MPA và ANC: tỷ lệ NAPP và ANC/MPA. NAPP là một số đo định lượng về sự khác biệt giữa khả năng của một mẫu sản sinh ra axít (MPA) và khả năng trung hoà axít của nó (ANC).[26] NAPP, MPA và ANC được biểu thị bằng đơn vị H2SO4/t và ANC được tính toán như dưới đây:[27]

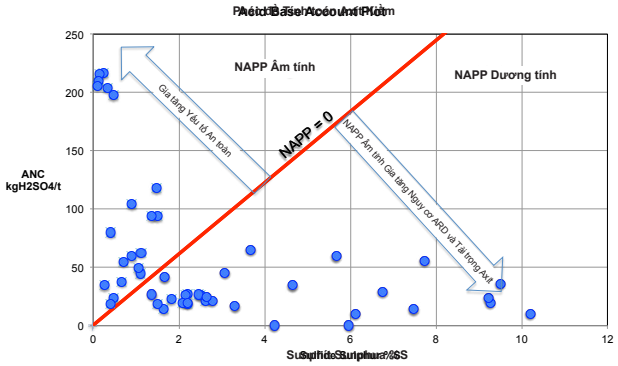
NAPP = MPA - ANC

Nếu MPA ít hơn ANC, khi ấy NAPP là âm tính, cho thấy mẫu có thể có đầy đủ ANC để tránh sản sinh ra axít. Ngược lại nếu MPA vượt quá ANC, khi ấy NAPP dương tính cho thấy vật liệu có thể sản sinh ra axít.

Tỷ lệ ANC/MPA cho thấy chỉ dấu của rìa tương đối hay yếu tố an toàn (hay thiếu yếu tố này) đối với một vật liệu nào đó. Các trị số khác nhau ANC/MPA đã được đề cập đến trong các tập san để cho thấy các trị số an toàn trong việc ngăn ngừa sự sản sinh ra axít. Những trị số này tiêu biểu trong khoảng từ 1,5 đến 3. Theo quy luật chung, một tỷ lệ ANC/MPA là 2 hay cao hơn cho thấy có nhiều khả năng vật liệu sẽ nằm ở mức gần trung tính ở độ pH và sẽ không có vấn đề gì xét về mặt sản sinh ra axít và hậu quả nước thải có axít. Tuy nhiên NMD và SD vẫn có thể là vấn đề cần phải giải quyết.

Mối quan hệ giữa ANC và dung lượng sunphít đối với nhiều mẫu thu được bởi chương trình mô tả đặc tính AMD được trình bày trong phác đồ tính toán axít kiềm (Hình 12). Phác đồ cho thấy sự phân bổ các mẫu giữa lãnh vực nguy cơ cao và thấp hơn (của việc sản sinh ra độ pH axít ròng)

Hình 12: Thí dụ về phác đồ tính toán axít kiềm



Ghi chú: ARD đồng nghĩa với AMD đối với các vật liệu này.

26 Có một vài biến thể về danh pháp đối với các thông số thử nghiệm tĩnh trong các tập san nghiên cứu. Lấy tỷ dụ như tiềm năng trung hòa ròng (NNP) đề cập đến sự khác biệt giữa tiềm năng trung hòa (NP) và tiềm năng axít (AP). NNP thường được biểu thị bằng kg $CaCO_3$/t.

27 NAPP cũng có thể được ước tính bằng cách sử dụng phần mềm chia sẻ ABATES (xem Bảng Thuật ngữ)

Trong Hình 12, các mẫu được phân bổ trên các vùng NAPP dương và âm tính. Bất kể có đủ các vật chất NAPP âm tính để đối trọng với vật liệu NAPP dương tính tùy thuộc vào tổng khối lượng, sự phản ứng, khoáng chất học và lịch trình của các loại vật liệu theo thứ tự có hiện diện. Thông tin này có thể được cung cấp bởi mô hình khối AMD, các dữ liệu biểu thị đặc trưng địa hóa và khoáng chất học.

Nếu hầu hết các mẫu được trình bày trong Hình 12 đã được định vị trong vùng có nguy cơ cao hơn, điều này cho thấy:

- nguy cơ cao về kết quả axít ròng
- có thể có vật liệu trung tính giới hạn ròng có sẵn để bao bọc vật liệu có thể sản sinh ra axít.

Do bởi một số khoáng chất có lưu huỳnh không sản sinh ra axít (nhưng có thể góp phần vào NMD và SD) và có những hình thức phản ứng của khoáng chất sinh ra AMD và trung hoà AMD, có một mức độ không chắc chắn kèm theo trong việc tiên đoán chỉ dựa vào sự tùy thuộc vào ABA được báo cáo.

Trong khi trị số NAPP (và tỷ lệ ANC/MPA) cho thấy chỉ dấu của tiềm năng sản sinh ra axít từ một mẫu, các công việc thử nghiệm phụ thêm cần có để tiên đoán tiềm năng cho NMD hay SD và thời gian kéo dài trước khi một khối lượng đáng kể AMD được sản sinh (xem bên dưới).

4.3.5 Thử nghiệm sản sinh ra axít ròng

Thử nghiệm sản sinh ra axít ròng (NAG), một khi đã được định chuẩn là một trong những phương thức thử nghiệm địa hoá đơn giản và tổng quát đáng tin cậy nhất để ước đoán tiềm năng AMD lần đầu đạt tiêu chuẩn. Nó gồm phản ứng của một mẫu thử với Hydro Peroxide (H_2O_2) ôxy hoá nhanh chóng bất kỳ khoáng chất sunphít nào (AMIRA 2002). Cả hai phản ứng sinh ra axít và trung hoà axít đều xảy ra cùng lúc, và kết quả ròng cho thấy số đo trực tiếp khối lượng axít phóng thích từ mẫu thử. Độ pH sau phản ứng (NAG pH) không đến 4,5 thường biểu thị là mẫu thử này sinh ra axít ròng. Khối lượng axít phóng thích được xác định bởi chuẩn độ trị số pH trong khoảng 4,5 và 7,0 và được biểu thị bằng đơn vị kg H_2SO_4/tấn.

Các thử nghiệm NAG thường được làm trong phòng thí nghiệm, tuy nhiên cũng có thể được sử dụng ngoài thực địa để làm dễ dàng việc biểu thị đặc trưng và xử lý vật liệu hằng ngày. Một phương pháp tương tự đã được triển khai để biểu thị đặc tính và xử lý các đất axít sunphát (Ahern và cộng sự 2014).

Một vài biến thể của thử nghiệm NAG đã được triển khai để đương đầu với sự biến thể rộng rãi về địa hoá của các vật liệu mỏ và giải quyết sự can thiệp có thể có. Hai thể thức thử nghiệm chính NAG tĩnh hiện được sử dụng là việc thêm vào thử nghiệm NAG đơn lẻ và thử nghiệm NAG tiếp theo (AMIRA 2002). Thử nghiệm NAG tiếp theo có thể cần cho các mẫu có nhiều sunphít/sunphua để cung cấp việc đo lường toàn bộ khả năng sản sinh ra axít, và cho các mẫu với mức sunphua nguyên chất cao và ANC cao.

Việc phân tích các chất nổi trên mặt sinh ra bởi thể thức NAG có thể cung cấp những thông tin giá trị về nồng độ tương đối của kim loại có thể được chứa trong nước thải sản sinh ra bởi sự ôxy hoá sunphít có trong chất thải. Đặc biệt là thử nghiệm NAG tiếp theo có thể thông báo về hậu quả của sự phóng thích kim loại khi sunphít bị ôxy hoá dần dần.

Độ pH và thành phần của chất nổi trên mặt NAG cũng có thể được sử dụng để suy đoán có phải vật liệu đang được thử nghiệm có thể có nguy cơ sản sinh ra NMD hay SD hay không.

Thử nghiệm NAG thích hợp cho nhiều vật liệu mỏ, nhưng có thể không đáng tin cậy đối với các mẫu thử có hàm lượng cácbon hữu cơ cao chẳng hạn như vật liệu có than hay phiến nham có bitum liên quan đến một số quặng kim loại cơ bản. Các thử nghiệm NAG đã được sửa đổi có sẵn đối với các loại vật liệu đó, tuy nhiên kết quả cần phải được diễn dịch cẩn thận (ACARP 2008).

Có khả năng là các thử nghiệm NAG có thể đưa đến kết quả về một sự ước đoán quá cao đối với mức độ ôxy hoá liên quan đến điều kiện thực địa (Stewart và cộng sự 2003). Do đó các thử nghiệm NAG hữu ích nhất khi được sử dụng kết hợp với các phương pháp thử nghiệm địa hóa tĩnh và động khác.

4.3.6 Sự hình thành sunphua và cácbon

Công tác thử nghiệm sự hình thành sunphua có thể được thực hiện để khắc phục một vài hạn chế của công việc thử nghiệm ABA, chẳng hạn như khả năng ước đoán quá cao tiềm năng sản sinh ra axít nếu một mẫu thử có chứa các dạng sunphua ngoài pyrit, chẳng hạn như các loại khoáng chất sunphát thường xảy ra (thí dụ như anhydrite, gypsum, barote, jarosite, alunite, schwertmannite) lưu huỳnh nguyên thủy, sunphít hình thành không axít (thí dụ aphalerite, galena, covellite) hay các hợp chất hữu cơ có lưu huỳnh sản sinh ra axít yếu. Lý do của sự ước đoán quá cao này là sự tính toán trong giai đoạn đầu của khả năng sản sinh ra axít của một mẫu thử đã giả định một cách bảo thủ rằng tất cả lưu huỳnh hiện diện trong mẫu thử nằm dưới dạng pyrite, sẽ sản sinh ra tối đa axít.

Công tác thử nghiệm sự hình thành sunphua đang ngày càng được áp dụng nhiều vào việc đánh giá tiềm năng AMD vì nó đặc biệt hữu ích cho:

- các chất lắng cặn bị thời tiết (tức là bị ôxy hoá) ảnh hưởng nặng nề
- vị trí đã bị ô nhiễm với các đá thải và chất thải quặng đã bị ôxy hoá trước đây một phần hay toàn bộ khối lượng jarosite đáng kể và các khoáng chất thứ cấp có chứa axít khác.
- sự khoáng hóa có chứa sunphít phản ứng cao (thí dụ quặng cát khoáng chất).

Công tác thử nghiệm sự hình thành lưu huỳnh có thể được sử dụng để phân biệt các dạng lưu huỳnh khác nhau:

- Tổng lượng Lưu huỳnh (S_{Total});
- Lưu huỳnh giảm chromium hay sunphít sunphua (S_{Cr}) (khoáng chất sunphít) (Tiêu chuẩn Úc 2008)
- Sunphát sunphua hút và tan được trong nước(S_{KCl}) (thí dụ thạch cao, melanterite—$FeSO_4$)
- axít hay sunphát sunphua cácbônát trích suất hòa tan được (S_{HCl}) (thí dụ như thạch cao, melanterite, jarosite, alunite)
- Lưu huỳnh tự nhiên.

Công việc thử nghiệm sự hình thành cácbon—kể cả tổng lượng cácbon, vô cơ và hữu cơ—có thể được sử dụng để phụ thêm các đo lường ANC (sử dụng trong việc tính toán NAPP) và trong một số trường hợp mang đến một phương pháp thay thế đáng tin cậy và hiệu quả chi phí đối với các dữ liệu tiêu chuẩn ANC cho việc phát triển mô hình khối.

4.3.7 Phân loại mẫu

Mục đích chính của phương pháp thử nghiệm địa hóa tĩnh được mô tả ở trên là để sản sinh ra một chương trình phân loại mẫu để củng cố sự phát triển các mô hình khối cho thấy sự phân bố nguy cơ AMD qua chất thải quặng mỏ và các vật liệu chung quanh.

Ở mức độ căn bản nhất, vật liệu có thể được phân loại thành có khả năng hình thành axít (PAF), không hình thành axít (NAF) hay không chắc chắn khi sử dụng các điều khám phá được từ các thử nghiệm tĩnh. Tuy nhiên việc áp dụng độc nhất chương trình phân loại này có thể dẫn đến thất bại trong việc xác định các vật liệu có nguy cơ sản sinh ra NMD và/hay SD và giảm bớt cơ hội quản lý hiệu quả và xứng đáng với chi phí hơn đối với các vật liệu được khai thác.

Một bộ tiêu chuẩn về loại được trình bày bởi sự biên soạn trong Bảng 5 thường được, và tiếp tục được sử dụng cho việc phân loại sơ khởi các dữ liệu thử nghiệm tĩnh được sản sinh sớm trong tiến trình thẩm định AMD.

Việc sử dụng cả kết quả thử nghiệm NAPP và NAG giảm thiểu nguy cơ phân loại nhầm lẫn bằng cách dùng riêng một dữ liệu NAPP (xem bên dưới và Hình 13). Một sự phân loại 'không chắc chắn' được sử dụng khi có sự va chạm rõ rệt giữa kết quả NAPP và NAG (thí dụ khi NAPP dương tính và NAG pH > 4,5, hay khi NAPP âm tính và NAG pH < 4,5).

Bảng 5: Tiêu chuẩn sàng lọc sơ khởi dựa trên dữ liệu thử nghiệm NAPP và NAG.

VẬT LIỆU ĐỊA HÓA SƠ CẤP LOẠI	NAPP (KG H_2SO_4/T)	NAG PH
Có thể hình thành axít (PAF)	> 10[a]	< 4.5
Có thể hình thành axít-khả năng thấp (PAF-LC)	0 đến 10[a]	*< 4.5*
Không hình thành axít (NAF)	Âm tính	≥ o4.5
Tiêu thụ axít (ACM)	dưới -100	≥ c4.5
Không chắc chắn (UC)[b]	Dương tính	≥ o4.5
	Âm tính	< 4.5

[a] Đặc biệt ở khu mỏ nhưng tiêu biểu trong khoảng 5–20 kg H_2SO_4/t.
[b] Cần được thử nghiệm thêm để xác định việc phân loại vật liệu
Tài liệu: Dựa theo AMIRA (2002)

Loại 'không chắc chắn' là loại đặc biệt quan trọng phải được giải quyết bằng cách thực hiện thêm các thử nghiệm tăng cường nữa. Nếu một tỷ lệ đáng kể vật liệu được thử nghiệm rơi vào loại không chắc chắn, điều bắt buộc là phải bắt đầu chương trình thử nghiệm động càng sớm càng tốt.

Chương trình phân loại trong Bảng 5 có giới hạn là không có sự công nhận tiềm năng của vật liệu đặc biệt là trong các loại NAF, ACM và UC, sản sinh ra NMD và SD. Mức độ phân loại phụ thêm phải được thực hiện như một phần trong chương trình biểu thị đặc trưng phương pháp tiên tiến (bao gồm thử nghiệm động) để xác định mức độ toàn diện của nguy cơ AMD do các vật liệu khi khai thác mỏ gây ra. Không làm chuyện này có thể đưa đến kết quả là vật liệu được phân loại sai thành 'lành tính' và quản lý không đúng hay được sử dụng một cách không thích hợp vào mục đích xây dựng hay phục hồi.

Phương thức tiên tiến đòi hỏi phải phân chia thêm dựa trên nhu cầu đặc biệt của khu mỏ được áp dụng để xác định các mẫu với khả năng sản sinh axít, khả năng trung hoà axít thay đổi và tiềm năng NMD hay SD để cho các bảng phác thảo nguy cơ của những vật liệu đó được xác định và quản lý thích hợp. Lấy tỷ dụ, chương trình phân loại nguy cơ địa hóa như được trình bày trong Bảng 6 cho phép xác định nhiều các vấn đề có thể xảy ra, mặc dù không phải tất cả các loại phụ trong cột 4 đều cần đến. Tại một vị trí mỏ đặc biệt, việc phân loại phụ thêm ở cột 3 và 4 có thể được gom lại một cách tiêu biểu thành ba hay bốn nhóm chính để có thể quản lý nhiều các loại AMD một cách hiệu quả và xứng đáng với chi phí.

Một số nhà điều hành mỏ sử dụng các nhu liệu độc quyền để tự động hoá tiến trình phân loại nhằm đem lại sự phân loại các vật liệu mỏ một cách khách quan, bảo thủ và tuyệt đối nhất quán. Các thông số thường được sử dụng trong việc phân loại AMD được sản sinh bởi các phương pháp thử nghiệm tĩnh như được mô tả ở trên.

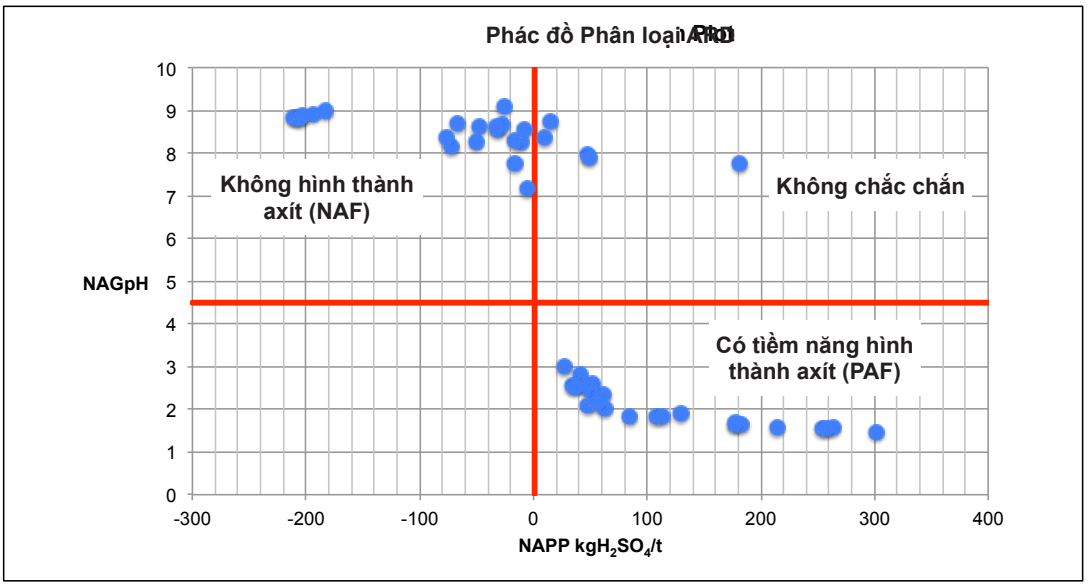
Xét riêng rẽ, mỗi trong số các phương pháp thử nghiệm đều có những giới hạn của nó, thế nhưng khi áp dụng sự kết hợp chiến lược các thử nghiệm (được tuyển chọn tùy theo tính chất của quặng, độ phức tạp của địa chất, phản ứng của sunphít hay mức độ ảnh hưởng của thời tiết) độ tin cậy của việc phân loại AMD sẽ được gia tăng đáng kể. Lấy tỷ dụ như thử nghiệm NAG và kết quả của sự hình thành lưu huỳnh có thể được so sánh với sự tính toán NAPP để xác minh những điểm không chắc chắn hay mơ hồ trong kết quả sinh ra bởi từng thử nghiệm riêng trong tập hợp các thử nghiệm. Một thí dụ về trường hợp này được trình bày trong Hình 13 sử dụng cùng bộ mẫu được trình bày trong Hình 12. Công tác thử nghiệm địa hoá động phụ thêm cần phải có để phân loại nguy cơ AMD đối với các mẫu được mệnh danh là 'không chắc chắn'

Bảng 6: kế hoạch phân loại nguy cơ AMD

PHÂN LOẠI NGUY CƠ AMD TỔNG QUÁT	PHÂN LOẠI NGUY CƠ AMD CHI TIẾT		
	MÔ TẢ	PHÂN LOẠI NGUY CƠ AMD & NMD[1]	PHÂN LOẠI NGUY CƠ AMD & NMD & MUỐI
Tiềm năng hình thành axít (PAF)	Tiềm năng cao sản sinh axít (AG1)	AG1	AG1 Nước muối
	Tiềm năng trung bình/cao sản sinh axít (AG2)	*AG2*	AG2 Nước muối
	Tiềm năng trung bình sản sinh axít (AG3)	AG3	AG3 Nước muối
			AG3 Không phải nước muối
	Tiềm năng thấp sản sinh axít (AG4)	AG4	AG4 Nước muối
			AG4 Không phải nước muối
Không hình thành axít (NAF)	Không sinh ra axít (UAG)	UAG	UAG Nước muối
			UAG Không phải nước muối
		UAG NMD	UAG NMD Nước muối
			UAG NMD Không phải nước muối
	Có thể sử dụng axít (LAC)	LAC	LAC Nước muối
			LAC Không phải nước muối
		LAC NMD	LAC NMD Nước muối
			LAC NMD Không phải nước muối

NMD = pH nước thải mỏ trung tính (pH 6-8).

Hình 13: So sánh giữa kết quả thử nghiệm ABA và NAG trên bộ mẫu được trình bày trong Hình 12



Những điểm chính về tiêu chuẩn phân loại AMD

Hệ thống phân loại AMD 'chung' được dựa trên dữ liệu ở các nơi khác ấn định mức giới hạn % lưu huỳnh, trị số NAPP với ngưỡng trị số lớn hơn hay nhỏ hơn zero (thí dụ, =/- 10) hay trị số giới hạn NAG thấp phải không được áp dụng cho các thẩm định nguy cơ AMD cuối cùng mà không được các dữ liệu đặc biệt tại hiện trường chứng minh.

Với độ phức tạp của vấn đề, cần phải có các cố vấn chuyên môn trong giai đoạn đầu của việc phát triển dự án để giúp đỡ các nhân viên tại hiện trường trong việc diễn dịch kết quả, định nghĩa các loại vật liệu địa hoá và phát triển sự hiểu biết về những hệ lụy của các đặc tính địa hóa cho việc quản lý AMD trong thời gian hoạt động và sau khi đóng mỏ. Các cuộc thẩm định sâu rộng phải được thực hiện trước khi chấp nhận các trị số phân loại từ các mỏ khác để xác định là chúng có các đặc tính địa chất và địa hóa học tương tự

Tại một khu mỏ có sẵn, người ta phải có thể thiết lập được sự kết hợp các thông số có thể làm dễ dàng nhất cho việc phân loại các mẫu ở khắp nơi. Những thông số này và các tiêu chuẩn phân loại AMD liên quan của chúng sẽ đặc biệt cho mỏ và chỉ được sử dụng sau khi hoàn tất một cuộc tái duyệt chi tiết các kết quả của toàn bộ các thử nghiệm địa hóa tĩnh, kết đôi một cách lý tưởng với các dữ liệu động và có lưu tâm đến kế hoạch và lịch trình của mỏ. Các ví dụ về sự phát triển và thực hiện việc phân loại cho một mỏ cụ thể được cung cấp trong nhiều trường hợp nghiên cứu trong cẩm nang này.

4.4 Lập mô hình khối AMD và bảng phụ lục các vật liệu

Các tập tính địa hoá học có thể có hay sự phân loại AMD của từng loại đá có thể được đánh giá từ các kết quả của chương trình công tác thử nghiệm tĩnh được trình bày bên trên. Tuy nhiên khả năng phát triển các vấn đề về AMD tại khu mỏ và thực hiện hiệu quả những giải pháp quản lý chúng tùy thuộc vào sự hiểu biết chất lượng, phân bổ và thời điểm trích suất của mỗi loại mỏ tiếp xúc với ôxy bởi sự khai quật và khử nước. Điều này bao gồm tất cả các loại vật liệu mỏ được định nghĩa trong Bảng 6, không chỉ riêng các vật liệu sản sinh ra axít.

Mức độ diễn dịch kế tiếp bao gồm việc xin các dữ liệu thử nghiệm địa hoá học tĩnh của thiết kế dự án hay cấu hình đang được điều tra để ước đoán thời gian tiếp xúc của các vật liệu PAF với điều kiện ôxy hoá và tiên đoán mức độ tiềm năng sản sinh ra AMD. Việc này đòi hỏi:

- xây dựng cơ sở dữ liệu lỗ khoan chứa các dữ liệu biểu tượng đặc trưng địa hoá học
- sử dụng cơ sở dữ liệu lỗ khoan để cập nhật mô hình địa chất 3 chiều định nghĩa việc phân phối tất cả các loại vật liệu có khả năng sẽ được khai thác hay tiếp xúc với ôxy
- cấu tạo mô hình khối AMD để thẩm định khối lượng, sự nảy sinh và phân bổ các loại vật liệu địa hoá học khác nhau (phân loại AMD) trong chất lắng cặn
- soạn thảo bảng phụ lục vật liệu suốt thời gian mỏ hoạt động đối với vấn đề xáo trộn hay khử nước các loại đá địa hóa học, dựa trên mô hình khối AMD
- lập mô hình không gian việc đổ bỏ đá thải tiếp theo loại đá địa hóa học để giảm thiểu nguy cơ AMD trong tương lai, dựa trên mô hình khối AMD và bảng phụ lục vật liệu mỏ
- tiên đoán mức độ không gian có thể có của việc ôxy hoá trong vùng khử nước (tức là hình nón lõm giảm áp của nước ngầm) chung quanh mỏ dựa trên đặc tính vật lý của vật liệu, điều kiện khí hậu, sự quân bình của nước, dữ liệu địa chất thủy văn và các thông số khác ảnh hưởng đến sự sản sinh AMD.

Các mô hình khối AMD khác biệt rõ ràng với mô hình khối địa chất được sử dụng để thiết kế chương trình lấy mẫu ban đầu (Scott và cộng sự 1996), do bởi chúng cũng kết hợp kết quả của công trình mô tả đặc tính của vật liệu trong bối cảnh nguy cơ. Việc lập mô hình khối nhằm mục đích thẩm định AMD cũng tương tự như lập mô hình tài nguyên quặng vì nó được sử dụng để tính toán khối lượng vật liệu và rồi trọng tải (Downing & Giroux 2014).

Tổng lượng Lưu huỳnh là thông số thông dụng nhất được sử dụng để sàng lọc trong giai đoạn đầu tiên của việc phát triển một mô hình khối AMD, trước khi có được kết quả của công trình thử nghiệm việc mô tả đặc tính chi tiết hơn.

Sự có sẵn sơ khởi các dữ liệu để định nghĩa chất thải tương đối thấp so với dữ liệu thu thập được cho định nghĩa sơ khởi về thân quặng nhưng không cần thiết. Lấy tỷ dụ như Rio Tinto, thường hoàn tất phân tích lưu huỳnh (và cácbon) đối với hầu hết các mẫu khoan bất kể đó là quặng hay chất thải. Một khi đã được định chuẩn bằng chương trình thử nghiệm địa hoá đối với một bộ mẫu phụ, thông tin này có thể được sử dụng để đầu tiên đưa dân đến một mô hình khối AMD.

Trong hầu hết trường hợp, vẫn còn có nhu cầu liên tục cập nhật mô hình khối AMD với nhiều thông tin sâu rộng về sự phân bổ và khối lượng của loại chất thải khi công tác khai thác mỏ tiến hành. Việc không làm như vậy là một nguyên nhân thông thường của vấn đề quản lý AMD không tiên liệu trước. Thực vậy, một đánh giá sơ khởi nguy cơ AMD thấp có thể cần được duyệt lại khi có thêm nhiều thông tin về thân quặng và các chất thải liên quan.

Giải pháp không gian của mô hình khối AMD (tức là hình khối) phải chắc chắn và thực tiễn để có thể làm dễ dàng cho các nhà hoạch định /quản lý mỏ thực hiện. Nếu khối quá nhỏ hay quá lớn, chúng có khi không thể tách riêng ra trong lúc khai thác mỏ và có thể không được định nghĩa chính xác sự phân bổ các vật liệu mỏ tuyển chọn từ cơ sở dữ liệu.

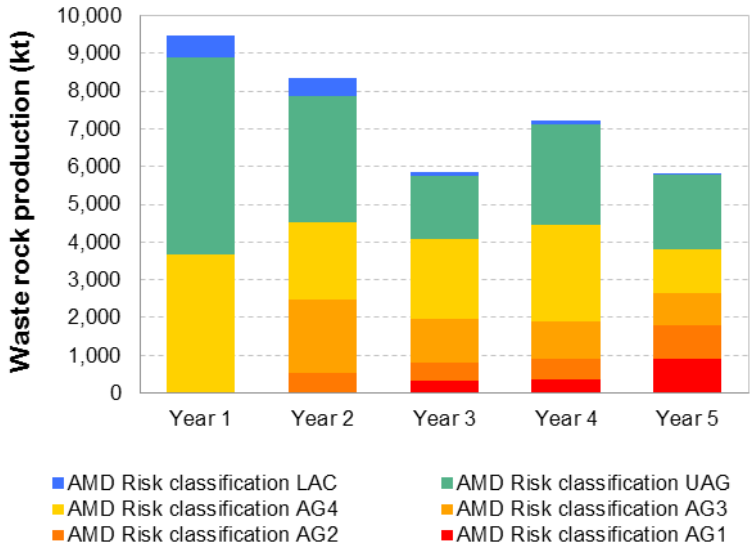
Mô hình khối và bảng phụ lục vật liệu mỏ liên quan có những hệ lụy đáng kể đối với việc hoạch định mỏ (thí dụ như thiết kế WRD) và quản lý hoạt động tại vị trí mỏ trên cơ sở hằng ngày, hằng tháng và hằng năm. Như vậy cần phải có sự điều hợp chặt chẽ giữa các nhân viên đang triển khai mô hình khối và những nhà lập kế hoạch mỏ. Những cách làm nhanh gọn để bỏ các chất thải có thể tiết kiệm được chi phí tức thời tuy nhiên lại có thể bị trả giá bằng những chi phí quản lý AMD và chất lượng nước về lâu dài. Đặc biệt là thời điểm sản xuất các vật liệu có nguy cơ AMD cao sẽ xác định khi nào các vật liệu đủ sạch cần có sẵn để bao bọc lại sao cho lượng thời gian của các vật liệu có nguy cơ cao bị phơi ra được giảm bớt

Bên cạnh việc triển khai một bảng phụ lục sản suất chất thải khai mỏ, điều cũng quan trọng là định nghĩa loại vật chất địa hóa và khối lượng được phơi ra trên vách mỏ cuối cùng, và trong việc làm đầy các chỗ xốp và các vùng hang động trong các mỏ ngầm. Công việc này cần có để phụ giúp trong việc tiên đoán những nguy cơ AMD sau khi đóng mỏ đối với các hồ mỏ cuối cùng và các khu vực khai thác ngầm dưới đất.

Một ví dụ về bảng phụ lục sản xuất đá thải (dựa trên sự phân loại AMD) có thể được soạn ra bằng cách sử dụng mô hình khối AMD được trình bày trong Hình 14. Việc phân loại AMD trong Bảng 16 được sử dụng để soạn ra phụ lục này. Các đặc tính vật lý của mỗi loại vật liệu cần được mã hóa trong mô hình khối vì chúng ảnh hưởng đến các phương pháp xây cất và sự thích hợp của việc sử dụng các vật liệu để phục hồi.

Trong khi những thảo luận bên trên được chú trọng đến các vị trí mỏ chưa khai thác, quá trình triển khai các mô hình khối AMD có thể được áp dụng cho các khu vực đã bị ô nhiễm và các vị trí mỏ đã được khai thác. Tuy nhiên các vật liệu tại chỗ hiện đang bị phơi ra và đã bị ôxy hoá một phần có thể sẽ khó khăn hơn trong việc mô tả đặc tính và lập mô hình so với các vật liệu tại chỗ còn nguyên vì cả hai mức độ ôxy hoá khác nhau đã xảy ra và sự phân bổ tiêu biểu không đồng nhất với loại đá nguyên thủy

Hình 14: Thí dụ về lượng đá thải hằng năm theo sự phân loại AMD



Trường hợp nghiên cứu 2: Sử dụng dữ liệu mô tả đặc tính để chỉ đạo việc quản lý thích hợp chất thải khai thác mỏ than PAF tại mỏ than Stockton, Tân Tây Lan

Bối cảnh

Mỏ than Stockton, do Công ty Solid Energy New Zealand Ltd sở hữu là mỏ than khai thác lộ thiên lớn nhất ở Tân Tây Lan. Khu mỏ tọa lạc ở độ cao khoảng từ 500 đến 1.100 mét trên mặt nước biển trong khoảng số đo Brunner Coal Measures (BCM) của mỏ than Buller thuộc vùng duyên hải phía Tây của Đảo Nam. Khí hậu nơi đây mát và ẩm ướt với vũ lượng trong khoảng 6.000mm mỗi năm và nhiệt độ trung bình khoảng 8° độ C (Solid Energy 2015).

Một trách nhiệm về môi trường hiện hữu đáng kể có liên hệ với các vấn đề về AMD mang tính lịch sử tại khu vực khai thác mỏ và mỏ than Stockton dự kiến sẽ phải khắc phục chuyện này vĩnh viễn. Cũng như tại nhiều vị trí mỏ khác, ngày càng có thêm nhiều lượng axít với tốc độ dòng chảy gia tăng của các con suối bị tác động bởi AMD, cho thấy tình trạng tuôn đổ các sản phẩm bị ôxy hoá có chứa axít từ những đá thải trước đây. Khu mỏ hiện đang phải xử lý khoảng từ 6.000 đến 10.000 tấn axít (H_2SO_4) mỗi năm dù khối lượng axít này vẫn đang tăng dần do bởi ngày càng có thêm nhiều các đá thải hình thành axít bị khuấy động.

Trường hợp nghiên cứu này nêu bật chương trình mở rộng các biểu thị đặc trưng về địa hóa đang được sử dụng để phát triển và thực hiện các sách lược quản lý được cải thiện đối với các chất thải PAF trong hiện tại và tương lai đang được sinh ra từ các khu vực khai thác mỏ mới.

Khung cảnh địa chất

BCM được thành lập trong thời kỳ Cuối Kỷ Crêta (Late Cretaceous) và Đầu Thập Tam Kỷ (Early Tertiary) với sự xâm thực hải dương trong phạm vi môi trường cửa sông đã dẫn đến sự cung cấp đều đặn chất sunphát xuất phát từ sự xâm nhập định kỳ của nước biển. BCM bị các đá bùn Kaiata phủ lên trên. Cả hai đơn vị này đều gồm thạch anh, albít, mica trắng và cao lanh vụn. Pyrite là loại sunphít thông thường nhất trong các tầng than và hiện diện trong cả loại pyrite mịn (hạt rất nhỏ) có độ phản ứng cao và loại tinh thể thô. Do bởi BCM đặc biệt thiếu cácbônát, cho nên sự hiện diện của pyrite hầu như luôn luôn dẫn đến sự hình thành AMD khi các đá thải bị phơi ra. Đá bùn Kaiata đã làm giảm lượng pyrite và làm tăng dung lượng cácbônát với khoảng cách từ sự tiếp xúc của BCM, như thế cao hơn trong cột địa tầng học Kaiata là NAF theo kỹ thuật phân loại ABA. Tuy nhiên toàn bộ khối lượng NAF tại vị trí này rất thấp so với các đá thải PAF và điều này giới hạn những chọn lựa liên quan đến việc đặt để một cách có chọn lựa và quản lý các chất thải (thí dụ bao phủ các đá thải PAF bằng đá thải NAF).

Vì có nhiều pyrite mịn và thiếu các khoáng chất trung hòa, các đá bị khuấy động ở Stockton có thể sản sinh ra AMD chỉ nội trong vài ngày. Vì thế các chương trình lấy mẫu địa hóa đã được thiết lập để ưu tiên cho những vật liệu cần được phủ lại càng sớm càng tốt, để bảo đảm việc đặt để đúng các vật liệu PAF và xác định những khu vực để có các biện pháp quản lý thêm nữa chẳng hạn như việc dùng đá vôi nghiền để hạn chế sự bộc phát axít.

Các số đo than Brunner—sự phân loại ABA

Vào năm 2010, đã có trên 220 mẫu vật được phân tích từ BCM để tìm các đặc tính ABA. Trong số những mẫu này đã có ít nhất là 100 mẫu có một tập hợp đầy đủ các bảng phân tích (thử pH, NAG, NAPP) và phần còn lại chỉ có các dữ liệu MPA và NAG. Các dữ liệu từ BCM cho thấy có quá nhiều MPA (trung bình 22,5 kílô H_2SO_4/t) so với ANC (trung bình = 2,9 kg H_2SO_4/t), phản ánh sự thiếu các vật liệu cácbônát trong BCM (Pope và cộng sự 2010). Dựa trên bộ dữ liệu này người ta tin rằng BCM chứa rất ít ANC. Từ đó các thử nghiệm tìm ANC bị ngưng và trong các tính toán trong tương lai, nó được giả định là số không.

Một chương trình lấy mẫu trên đỉnh hằng ngày đã được thực hiện để xác định (tổng lượng) lưu huỳnh và qua đó khuynh hướng của pyrite trên toàn khắp khu mỏ (Weber và cộng sự 2008). Kết quả từ chương trình lấy mẫu trên đỉnh và quá trình biểu thị đặc trưng ABA chi tiết hơn đã xác nhận là đá bùn và các đơn vị chứa cácbon của BCM có tiềm năng sản sinh axít cao hơn so với các đơn vị đá cát thô hơn của BCM. Bên cạnh đó, các khu vực của vị trí có độ lưu huỳnh cao hơn liên hệ với khung cảnh trầm tích cổ-môi trường ở cửa sông, so với phía Nam của khu mỏ, có nhiều phù sa hơn (nước ngọt) và thường có MPA < 5kg H_2SO_4/tấn. Những dữ liệu này cho phép việc triển khai một kế hoạch quản lý AMD với ưu tiên được dành cho việc phủ các vật liệu từ các vùng phía bắc. Các đá bùn được ưu tiên chôn trong lõi của WRD; và việc xử lý AMD hoạt tính được khởi đầu ở Suối Magatini làm thoát nước các vùng phía Bắc này.

Đá bùn Kaiata—Biểu thị đặc trưng ABA

Một số các công trình nghiên cứu được bắt đầu vào năm 2006 để định nghĩa các đặc tính ABA của đá thải liên quan đến hố Cypress mới được đề nghị ở khu mỏ. Các mẫu đã được lấy từ 12 lỗ khoan xuyên qua đất bùn Kaiata cho đến lớp BCM bên dưới trên toàn khắp vùng đất dự kiến của khu mỏ. Kết quả cho thấy sự hình thành BCM từ vị trí này có các đặc tính tương tự với những gì đã tìm thấy trước đây (xem bên trên) —tức là có ít ANC—vì vậy tất cả các đơn vị BCM đều được xếp loại là PAF.

Tuy nhiên đá bùn Kaiata NAF có hiện diện tại hố Cypress và các cuộc điều tra địa hoá phụ thêm đã được thực hiện để xác định những hệ lụy đối với việc quản lý AMD. Các kết quả cho thấy một số các mẫu được phân loại PAF bởi thử nghiệm NAG (NAG pH < 4,5) có trị số pH lớn hơn 6,0. Đối với các vật liệu này (có chứa lượng ANC trung bình) sẽ có khoảng thời gian trễ đối với việc bộc phát axít, như được xác nhận trong phép thử NAG động và thử cột thực địa (ống 200 L). Kết quả cho thấy thông số khoáng chất pH là chỉ dấu tốt của phản ứng axít-kiềm tức thời của đá thải. Do đó một hệ thống phân loại kết hợp thông số khoáng chất pH và kết quả NAG pH đã được đề nghị cho hố Cypress. Điều này được tóm tắt trong Bảng 1, cũng giải thích phương thức quản lý đối với mỗi loại đá thải.

Trong khuôn khổ quá trình tham gia của các bên có quyền lợi liên quan, phương pháp này đã được các chuyên viên độc lập xem xét lại. Người ta đã đề nghị là việc sử dụng các thông số khoáng chất pH có thể không thích hợp đối với các đá còn nguyên và đã có đề nghị phải tiến hành thêm các công việc khác nữa. Công ty Solid Energy đã nhìn nhận là những cải tiến liên tục của phương pháp phân loại AMD và các mô hình đã được bảo đảm vì nó sẽ cải thiện việc quản lý đá thải và qua đó giảm thiểu trách nhiệm đối với AMD.

Công việc phụ thêm này được mô tả bên dưới.

Bảng 1: Hệ thống phân loại được dựa trên NAG pH và thông số khoáng chất pH đối với đất bùn Kaiata

PHÂN LOẠI	TIÊU CHUẨN TRẮC NGHIỆM	PHƯƠNG THỨC QUẢN LÝ
NAF	Thông số khoáng chất pH > 6 NAG pH > 4,5	Có thể thích hợp làm vật liệu kỹ thuật (cần thử nghiệm thêm).
PAF: Chậm đến AMD	Thông số khoáng chất pH > 6 NAG pH < 4,5	Bao trùm để giảm thiểu việc xâm nhập nước có ôxy tiếp theo trước khi có sự hình thành AMD.
PAF: Nguy cơ trung bình	Thông số khoáng chất pH 4-6 NAG pH < 4,5	Trung hoà[1] cần có ngay sau khi bao phủ.
PAF: Nguy cơ cao	Thông số khoáng chất pH < 4 NAG pH <4,5	Trung hoà[1] cần có tiếp theo bởi sự bao phủ tức khắc.

[1] Vị trí sẽ áp dụng các vật liệu trung hòa đối với mỗi lần nâng WRD để giảm thiểu khối lượng axít do đá thải PAF sinh ra

Sự hoàn thiện hoạt động của chương trình biểu thị đặc trưng AMD và việc quản lý đá thải: hố Cypress

Vào năm 2015 khi các hoạt động được bắt đầu tại hố Cypress, Solid Energy đã hoàn tất công trình nghiên cứu ABA mới về đá thải bao gồm việc tái duyệt quá trình phân loại (Bảng 1) và việc xác định độ axít chứa trong các đá thải vừa được phá bằng chất nổ. Việc này được sử dụng để giúp thiết kế địa hình kỹ thuật bắc Cypress (NELF) để giảm thiểu sự ôxy hoá pyrite và sự sản sinh ra nước thải từ vị trí bị tác động của AMD.

Kết quả từ các thử nghiệm đối với 42 mẫu thử đã được tái duyệt so với tiêu chuẩn dung lượng tài nguyên liên quan (yêu cầu phân loại luật định) và một phương thức phân loại được cải thiện đã được thực hiện (Bảng 2) để triển khai một mô hình khối các đá thải hầu có thể định nghĩa rõ hơn các chọn lựa quản lý. Dựa trên số các mẫu thử trong mỗi nhóm phân loại và phương tiện NAPP cho nhóm đó, lượng axít có thể có tại vị trí của mỗi nhóm được xác định như phần trăm của tổng số.

Việc thẩm định độ axít chứa trong đất bùn Kaiata bằng các phương pháp được các hướng dẫn về đất sunphát axít của Úc đề nghị (Ahern và cộng sự 2004) cho thấy độ axít định chuẩn có thể trích suất hòa tan được trong nước là ~3 kg H_2SO_4/tấn trong 2–3 tuần sau khi phá bằng chất nổ, và trước khi khai thác vật liệu bằng chất nổ, và ~7 kg H_2SO_4/tấn trong 5 tuần sau khi phá bằng chất nổ (loại Jarosite chứa axít < 1 k H_2SO_4/tấn nhưng lớn hơn các mẫu cũ). Khám phá này cho thấy sự hiện diện của pyrite rất dễ phản ứng. Những hiểu biết như vậy cho thấy việc phân loại được đề nghị (Bảng 2) phù hợp với mục đích và thời gian từ việc tiếp xúc ban đầu do việc phá bằng chất nổ cho đến khi đem chôn trong NRLF cần phải được giảm thiểu. Phương pháp này đã được kết hợp vào trong kế hoạch quản lý AMD cho vị trí này.

Đối với khu vực nghiên cứu, các dữ liệu cho thấy khoảng 76% các mẫu đá thải là PAF hay có độ hình thành axít cao (HAF), giải thích cho con số có thể đến 94,5% lượng axít. Sự phân tích cho thấy rằng việc quản lý tốt đá thải của nhóm HAF (tiêu biểu 26% đá thải) sẽ giải quyết khoảng 55% toàn bộ lượng axít có thể có, tiêu biểu cho cơ hội giảm thiểu đáng kể lượng axít tại hiện trường. Việc sử dụng các dữ liệu này, sách lược quản lý được thỏa thuận cho vị trí bao gồm việc đổ tất cả HAF nằm ở trung tâm của NELF, sẽ được bao chung quanh bởi PAF với các vật liệu có nguy cơ thấp và NAF nằm ở mặt ngoài của NELF. Địa hình này đang được xây dựng trong các thang 5m để giảm thiểu sự xâm nhập của ôxy bình lưu và đối lưu với sự thêm vào các chất trung hoà cho mỗi thang và sự nén chặt.

Bảng 2: Phân loại các vật liệu thải cho các hoạt động ở Cypress, mỏ than Stockton

PHÂN LOẠI	VIẾT TẮT	TIÊU CHUẨN	TIÊU CHUẨN ĐIỀU KIỆN ĐỒNG Ý LIÊN QUAN	SỐ MẪU VẬT	% CỦA LƯỢNG AXÍT CÓ THỂ CÓ[1]
		kg H_2SO_4/tấn	*kg H_2SO_4/tấn*		
Không hình thành axít	NAF	NAPP < 0	NAG độ axít = 0	*4*	*1.5%*
Nguy cơ thấp	LR	NAPP > 0 và ≤ 20	NAG độ axít < 20	6	4.0%
Khả năng hình thành axít	PAF	NAPP > 20 và ≤ 50	NAG độc axít > 20	21	39.7%
Hình thành axít cao	HAF	NAPP > 50	n.a.	11	54.7%

n.a. = không áp dụng

[1] Khả năng tải lượng axít bắt nguồn từ mật độ của mẫu vật. Mô hình khối vẫn đòi hỏi sự phát triển để xác nhận phần trăm thực sự.

Kết luận

Việc hoàn thiện liên tục và tiếp diễn phương thức biểu thị đặc tính ABA tại mỏ Stockton đã dẫn đến kết quả hiểu biết cặn kẽ về địa hoá học và mô hình đá thải tại khu vực. Đối với BCM, các mẫu lấy trên đỉnh đã xác nhận sự phân bổ về địa lý của đá thải có PAF cao, đã được ưu tiên phủ lấp. Đối với các đá bùn Kaiata, một kế hoạch phân loại cải tiến hơn đã được nghĩ ra và đã được sử dụng để thiết kế NELF Cypress để giảm thiểu việc xâm nhập của ôxy vào đá thải HAF trong lõi của WRD.

Chương trình biểu thị đặc trưng địa hoá học tiếp diễn là bước quan trọng để hướng việc quản lý các chất thải sunphít có nguy cơ cao tại hiện trường. Những dữ liệu đang được sử dụng để có thể chế ngự một cách hiệu quả hơn các vật liệu có PAF cao và nhờ đó giảm bớt chi phí xử lý. Người ta đã thấy tại khu mỏ này việc mô tả đặc tính hiệu quả ABA có thể giúp hoạch định chiến lược để giảm thiểu việc sản sinh ra AMD.

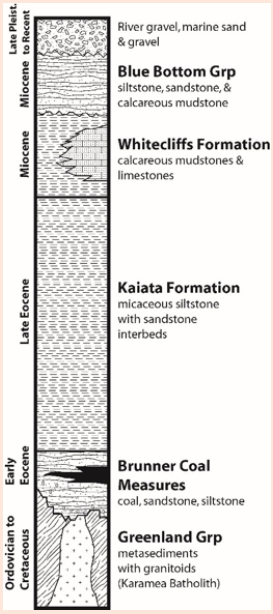
THAM KHẢO

Ahern, CR, McElnea, AE, Sullivan, LA (2004). *Acid sulfate soils laboratory methods guidelines.* Queensland Department of Natural Resources, Mine and Energy, Indooroopilly, Queensland, Australia.

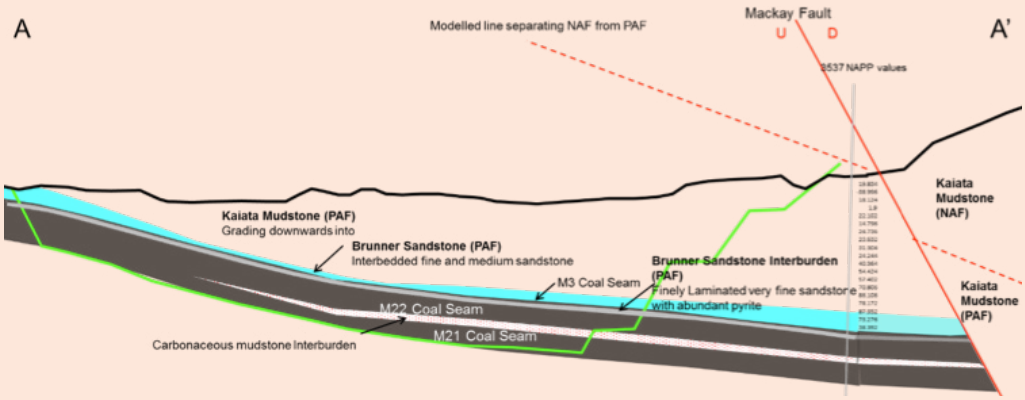
Pope, J, Weber, P, Mackenzie, A, Newman, N, Rait, R (2010). 'Correlation of acid base accounting characteristics with the geology of commonly mined coal measures, West Coast and Southland, New Zealand', *New Zealand Journal of Geology and Geophysics Special Edition: Mine Drainage:* 53 (2&3):153 –166.

Solid Energy (2015). 'Stockton Mine', website accessed 10 March 2015, http://www.solidenergy.co.nz/operations/stockton-mine/.

Weber, P, Lindsay, P, Hughes, J, Thomas, D, Rutter, G, Weisener, C, Pizey, M (2008). 'ARD minimisation and treatment strategies at Stockton Opencast Coal Mine, New Zealand', in Bell, L, Barrie, B, Braddock, B, Mclean, R (eds), *Proceedings of the Sixth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage,* 15–18 April 2008, Burnie, Tasmania, pp. 113–137.



Hình 1: Cột địa tầng tại khu vực Stockton



Hình 2:Mặt cắt ngang qua hố bắc Cypress

4.5 Thử nghiệm địa hóa động

Trong khi công tác thử nghiệm tĩnh đánh giá sự có thể và khả năng tối đa của các loại đá đặc biệt sản sinh ra và đệm axít, các thể thức thử nghiệm động cung cấp các dữ liệu về việc tính axít này và/hay lớp đệm (và tải trọng AMD tiếp theo) có thể được sản sinh ra nhanh như thế nào, và thời gian trễ trước khi có sự bộc phát sinh ra AMD đáng kể. Các thử nghiệm như vậy cho thấy các quá trình liên hệ với khả năng phản ứng của các khoáng chất sunphít khác nhau, động lực của sự ôxy hoá sunphít, tác dụng trung hòa bởi cácbônát và/hay silicát (thí dụ chlorite), và sự hình thành và hòa tan của giai đoạn khoáng chất thứ cấp và các đặc tính hòa tan của chúng. Các thử nghiệm động tiêu biểu bao gồm kiểm soát sự ôxy hoá và một số hình thức ngâm chiết, và có thể được thực hiện dưới điều kiện tương đương với điều kiện trung bình tại khu mỏ, tiêu biểu của những điều kiện xấu nhất ở khu mỏ hay gia tăng một cách nhân tạo tốc độ ôxy hoá pyrite tương đối với các điều kiện ở hiện trường (Bourgeot và cộng sự 2011; Pearce và cộng sự 2015).

Mục đích chính của những thử nghiệm này là để đánh giá:

- tốc độ sản sinh ra axít trong các loại đá đặc biệt và cuối cùng cho khu vực rộng lớn hơn (như toàn thể WRD)
- thời gian trễ trước khi bộc phát các điều kiện axít
- thời gian kéo dài của sự ôxy hoá sunphít và quá trình sản sinh ra axít
- khả năng của AMD
- các yếu tố chính yếu của những quan ngại về môi trường đối với nước rỉ
- khả năng thành công của các sách lược phòng ngừa và kiểm soát AMD khác nhau.

Tốc độ ôxy hoá pyrite thu được bằng cách sử dụng những phương pháp thử nghiệm động (thí dụ cột nước gạn thể tích nhỏ) có thể khác nhau đáng kể từ những thứ tìm được ở khu mỏ do bởi một số các yếu tố, kể cả dung lượng độ ẩm (làm ảnh hưởng đến việc khuếch tán ôxy đến các vị trí phản ứng), sự phân bổ cỡ hạt (liên quan đến bề mặt có sẵn phản ứng với ôxy) khoáng chất học sunphít, nồng độ ôxy trong vùng lân cận của các phân tử, điều kiện ranh giới và nhiệt độ khác nhau.

Các thử nghiệm động nằm trong khoảng từ các cột nhỏ cho đến các thử nghiệm quy mô thực địa được sử dụng để phát triển mối quan hệ giữa tốc độ ôxy hoá pyrite và một hay nhiều các biến thể ở trên cho phép ước đoán một cách đáng tin cậy hơn tốc độ sinh ra axít trong thế giới thực. Lấy tỷ dụ tốc độ ôxy hoá pyrite có thể được xác định cho những phần nhỏ cỡ hạt khác nhau của các mẫu đá thải hay dung lượng độ ẩm. Những tốc độ này có thể được sử dụng chung với kiến thức về sự phân bổ cỡ hạt của đá thải tại khu mỏ để tiên đoán tốc độ sản sinh axít. Nhiều các thử nghiệm động dùng để đo lường sự ôxy hoá sunphít, và từ đó tốc độ sản sinh AMD được mô tả bên dưới.

4.5.1 Cột nước rỉ và thử nghiệm tế bào độ ẩm

Thử nghiệm cột nước rỉ và thử nghiệm tế bào độ ẩm thường được dùng để thẩm định tập tính địa hoá học động của các vật liệu mỏ. Những thử nghiệm này thường bao gồm lấy một mẫu đá mỏ nghiền nát hay xay nát các chất thải quặng để xả nước trôi đi và tiếp đó là các chu kỳ làm khô. Thử nghiệm có thể được thực hiện ngoài thực địa tại khu mỏ hay trong phòng thí nghiệm. Nếu được thực hiện trong phòng thí nghiệm, điều quan trọng là phương pháp làm xả trôi đi không được trì hoãn sự ôxy hoá sunphít bằng cách ngăn không cho không khí vào mẫu thử, mặc dù một số thử nghiệm có thể được hoàn tất trong điều kiện không bão hòa nước nếu chất thải mỏ được dự định lưu giữ dưới lớp nước phủ chẳng hạn. Chế độ gạn lắng phải được tuyển chọn để tối đa sự ôxy hoá nhưng vẫn đồng nhất rộng rãi với các điều kiện khí hậu ở khu mỏ.

Các thử nghiệm cột nước rỉ và tế bào độ ẩm có thể được thực hiện trên các mẫu thử nhỏ (thí dụ cỡ vật liệu ~2 kg < 4 mm) cho đến mẫu thử lớn (thí dụ cỡ ~30–50 kg < 40 mm). Các cỡ cột lớn hơn có thể được sử dụng nếu cần để xem xét thêm các yếu tố quy mô tăng dần. Khối mẫu thử càng lớn, phạm vi cỡ hạt có thể được thử nghiệm càng lớn hơn. Nhiều cột cũng có thể được thiết lập để thẩm định các tình huống quản lý khác nhau (hệ thống bao phủ, trộn và xử lý).

Các cột nước rỉ và tế bào độ ẩm rất tốt để xác định các yếu tố quan ngại chính trong nước rỉ và cho thấy các thay đổi trong đặc tính hoá học về nước lắng cặn theo thời gian khi sự ảnh hưởng bởi thời tiết tiến triển. Tuy nhiên rất khó để liên hệ trực tiếp hay xếp thứ bậc những thay đổi về đặc tính hóa học của nước và nồng độ kim loại hòa tan được trong nước thải đối với sự phát triển trong tương lai chất lượng của nước. Trong khi một số các nguyên tố có thể cho biết về nước rỉ có thể sản sinh ngoài thực địa, nồng độ của chúng có thể không được tiên đoán chính xác bằng thử nghiệm cột nước trong phòng thí nghiệm. Do đó trong khi sự so sánh trực tiếp giữa các hướng dẫn về chất lượng nước và nước thấm từ cột nước thấm và các tế bào độ ẩm có thể được cung cấp trong một vài bối cảnh, tuy nhiên những so sánh như vậy cần được cân nhắc cẩn thận.

Trong những trường hợp không có sunphít nào hiện diện trong mẫu đá, cột nước thấm hay tế bào độ ẩm cũng có thể vẫn được sử dụng để đánh giá chất lượng nước rỉ.

Thử nghiệm nước thấm động thường cần phải hoạt động trong ít nhất 6 tháng và trong một số trường hợp từ 12–24 tháng trước khi có đầy đủ dữ liệu để diễn dịch hiệu quả đặc tính AMD của một vật liệu nào đó. Khung thời gian lâu hơn có thể cần đối với các mỏ đá cứng, thí dụ như để đánh giá hiệu năng của việc xử lý đặc biệt hay sự trộn lẫn các loại đất/đá, hay đối với các mẫu đã có thời gian trì hoãn trễ dài trước khi sự hình thành AMD khởi phát.

Các vấn đề khác cần được cân nhắc và/hay giải quyết khi diễn dịch các dữ liệu do các phương pháp này sinh ra như dưới đây:

- Suy diễn tốc độ ôxy hoá từ các cột nước thấm và tế bào độ ẩm bằng cách đo riêng tốc độ phóng thích sunphát có thể thỏa hiệp trong một vài trường hợp bởi khả năng giữ lại lưu huỳnh như khoáng chất sunphát thứ cấp (thí dụ như jarosite hay thạch cao) hay để gia tăng sự phóng thích lưu huỳnh từ các khoáng chất sunphát đã hiện hữu hoà tan được (thí dụ như thạch cao hay melanterite) trong trường hợp vật liệu đã bị ôxy hoá một phần.
- Ngay cả nếu tốc độ ôxy hoá có thể ước đoán được từ các dữ liệu nước thấm, khó có thể liên hệ chúng trực tiếp với các điều kiện vị trí mỏ vì tác dụng của tình trạng bão hoà thay đổi và tác dụng của đặc tính vi cấu trúc và vĩ cấu trúc (thí dụ sự phân bổ của cỡ hạt và tác dụng của phương pháp đổ bỏ chất thải.)
- Sự hiện diện của vi khuẩn ưa axít và/hay sắt ôxy hoá có thể ảnh hưởng đáng kể đến tốc độ sản sinh AMD trong môi trường thực sự. Trong một số trường hợp, cần phải xem xét đến việc thực hiện một bộ thử nghiệm được cấy ghép với các vi khuẩn.
- Việc kiểm soát hay sửa chữa độ ẩm của mẫu vật có thể là khó khăn, mặc dù vẫn có thể đạt được (như được trình bày trong Hình 15). Từ đó, thông thường việc thẩm định sự liên quan giữa tốc độ sản sinh ra AMD và độ ẩm của mẫu vật không thể dễ dàng.
- Thử nghiệm các vật liệu hạt mịn có thể khó khăn vì độ xốp thấp, tốc độ làm mất bão hòa chậm sau khi tưới nước lên các mẫu vật hay sấy khô thật kỹ xảy ra nếu các đèn nhiệt được sử dụng để mô phỏng ánh nắng mặt trời và thúc đẩy tiến trình sấy khô.
- Trong một số trường hợp. có thể sẽ khó để làm cho hài hòa nhu cầu mô phỏng các điều kiện khí hậu của một khu mỏ với yêu cầu thu thập đủ nước thấm để phân tích. Lấy tỷ dụ đối với các vật liệu thải thu được từ một vị trí nằm trong một môi trường khô hạn, tỷ lệ áp dụng nước có thể cần cao hơn vũ lượng hằng năm tương đương để sản sinh ra đủ nước thấm để phân tích trong chế độ thử nghiệm hạn chế thời gian.

Các phương pháp thay thế công tác thử nghiệm động được thảo luận bên dưới đã được triển khai để giải quyết một số các hạn chế của thử nghiệm cột và tế bào độ ẩm trong việc đánh giá tốc độ ôxy hoá sunphít.

Hình 15: Thí dụ về việc kiểm soát độ ẩm trong thử nghiệm động cột nước rỉ

Tài liệu: Robertson và cộng sự (2015)

4.5.2 Thử nghiệm tiêu thụ ôxy

Phương pháp tiêu thụ ôxy được dựa trên nguyên tắc sunphít dễ phản ứng như pyrite tiêu thụ ôxy trong bầu khí quyển khi chúng ôxy hoá. Tốc độ sản sinh ra axít từ sự phân rữa pyrite có liên quan đến sự tiêu thụ ôxy với đặc tính hoá học lượng tử. Các phương pháp tiêu thụ ôxy có thể được áp dụng trực tiếp trong phạm vi WRD hay các chất lắng cặn của chất thải mỏ hay có thể được thực hiện trong phòng thí nghiệm.

Trong phòng thí nghiệm, một khối vật liệu đã biết có chứa pyrite được bít kín trong một thùng với thể tích đã biết sẵn. Một khi thử nghiệm bắt đầu, ôxy trong thùng được tiêu thụ qua sự ôxy hoá pyrite (Anderson và cộng sự 2011; Pearce và cộng sự 2015). Nồng độ ôxy bên trong sẽ được tự động đo đạc và ghi nhận (thí dụ như mỗi 10–60 phút) trong một khoảng thời gian đo đạc (thí dụ từ 1–8 tuần lễ). Vì khí cácbon điôxít có thể được sinh ra do kết quả của sự trung hòa cácbônát hay ôxy hoá cácbon có vi khuẩn (thí dụ như từ đất có axít sunphát), một số phương pháp làm thử nghiệm cũng đo lượng CO_2 để gia tăng độ chính xác và tăng thêm các thông tin thu được qua công tác thử nghiệm tiêu thụ ôxy quy ước. Một khi công việc thử nghiệm ôxy hoá hoàn tất, mẫu thử có thể được xả bằng nước đã khử ion và các đặc tính hoá học nước thấm sẽ được phân tích để xác định các nguyên tố có thể gây lo ngại.

Kỹ thuật tiêu thụ ôxy kết hợp các dữ liệu ABA tĩnh ban đầu và đặc tính hoá học của nước thấm cuối cùng có thể đem lại một số những thuận lợi so với thử nghiệm địa hoá động ở quy mô phòng thí nghiệm, bao gồm:

- xác định tốc độ ôxy hoá sunphít nhanh hơn (như trong vòng vài ngày)
- việc đo lường trực tiếp sự tiêu thụ ôxy có thể cho biết tốc độ ôxy hoá rất chính xác và không mơ hồ so với các phương pháp khác.
- khả năng tiên đoán thời gian trễ trong giai đoạn ngắn trước khi hoàn tất việc làm cạn kiệt khả năng trung hoà axít

- khả năng hạ giảm chi phí do chi phí phân tích thấp hơn và thời gian thử nghiệm ngắn hơn.
- khả năng thích nghi các thể thức thử nghiệm dễ dàng hơn để trắc nghiệm tính hiệu quả của sách lược quản lý AMD tại hiện trường, kể cả việc bao phủ đất và nước hay các thiết kế WRD khác nhau.

Các phương pháp tiêu thụ ôxy cũng là phương pháp hữu ích để nhanh chóng thẩm định khả năng bốc cháy tự phát của các vật liệu mỏ có sunphít và ngày càng được sử dụng nhiều hơn trong việc thẩm định luyện kim của các kim loại được phóng thích từ những vùng hang động khối trong các mỏ ngầm dưới lòng đất và tại các bãi chứa quặng và tập trung sản phẩm.

4.5.3 Thử nghiệm sự thâm nhập của ôxy

Khi các tiến trình vận chuyển khí bình lưu hay đối lưu kiểm soát sự ôxy hoá sunphít, các phương pháp động tiêu thụ ôxy hay tế bào độ ẩm quy ước có thể được áp dụng một cách hợp lý để ước lượng tốc độ ôxy hoá tối đa. Tuy nhiên việc vận chuyển ôxy qua những vật liệu không bão hòa có hạt mịn thường bị 'khuếch tán hạn chế'. Lấy tỷ dụ như trong phạm vi một khu lắng cặn chất thải mỏ, ngay cả nếu độ sâu của chất thải mỏ không bão hòa trải rộng ra đến vài mét, chỉ có một phần nhỏ của độ sâu này chịu các điều kiện ôxy hoá mà thôi. Việc này là vì các đặc tính tiêu thụ ôxy khắp khu chất thải mỏ ở tốc độ vượt quá sự tái cung cấp ôxy trong khí quyển do những giới hạn của sự kiểm soát khuếch tán. Việc đo lường tốc độ ôxy hoá pyrite nơi các chất thải mỏ khuếch tán giới hạn có thể khó khăn vì tốc độ này có thể sẽ giảm dần từ giao diện không khí–chất thải mỏ cho đến độ sâu cuối cùng nơi nồng độ ôxy trong đá xốp là số không.

Để có thể tính toán tốc độ sản sinh axít thực tế trong những điều kiện này, người ta có thể định lượng tình trạng gần như ổn định độ sâu của sự thâm nhập ôxy vào một đống vật liệu hạt mịn (thí dụ như chất thải mỏ hay cát khoáng) và sau đó định lượng lượng ôxy tuôn ra tương ứng (tức là tốc độ khuếch tán ôxy) đối với mỗi đơn vị diện tích bề mặt. Việc này đã đạt được ngoài thực địa và trong phòng thí nghiệm qua việc áp dụng một thử nghiệm các đặc tính khuếch tán ôxy (Martin và cộng sự 2006).

Các vật liệu sunphít hạt mịn được đặt trong các ống để mở ở trên và được đặt ở nhiều độ sâu khác nhau để đo nồng độ ôxy và cácbon điôxít và đôi khi độ ẩm. Thử nghiệm này có thể được thiết kế để mô phỏng điều kiện ở mỏ như mật độ, độ ẩm và nhiệt độ trung bình cả trong lúc hoạt động lẫn sau khi đã đóng mỏ. Sau khi đã đạt được tình trạng gần như ổn định đặc tính của ôxy với chiều sâu (thí dụ như trong vài tuần hay vài tháng), ống trụ được đóng lại và sự tuôn ra ôxy vào bề mặt bên trên của vật liệu hạt mịn được ghi nhận trong thời gian từ 1–5 ngày. Khi kết hợp lại, dữ liệu này cho phép đo lường độ dầy của giai đoạn đầu của vùng ôxy hoá và tốc độ sản sinh ra axít như một chức năng của diện tích bề mặt.

Trong khi tốc độ ôxy hoá trong hệ thống bình lưu-đối lưu có kiểm soát có thể được định nghĩa liên quan tới khối vật liệu được ôxy hoá, tốc độ của hệ thống kiểm soát khuếch tán được định nghĩa thích hợp hơn liên quan tới bề mặt được phơi ra của vật liệu. Lưu ý là trong một số trường hợp việc phát triển thành tầng đất cứng đối với bề mặt chất thải mỏ có thể ảnh hưởng đến độ ẩm của chất thải và độ xâm nhập của ôxy vào chất thải mỏ ở bên dưới (Gilbert và cộng sự 2003; McGregor & Blowes 2002; và Robertson và cộng sự 2015).

Vì các ống trụ có đặc tính khuếch tán ôxy không cần được tưới nước (không giống như thử nghiệm cột nước thấm) cho nên chúng cũng có thể được sử dụng để mô phỏng chính xác hơn và trắc nghiệm nhiều sách lược đóng mỏ trong điều kiện độ ẩm chủ yếu trong tình trạng ổn định.

Những mô hình điện toán như PYROX (Wunderly và cộng sự 1996) cũng có thể được sử dụng để thẩm tra tác dụng của tốc độ ôxy hoá bão hòa. PYROX là mô hình số học mô phỏng việc khuếch tán ôxy được kiểm soát theo phương pháp động học, một chiều vào vùng trên bề mặt không bão hoà đối với các chất thải mỏ và sự ôxy hoá tiếp theo các khoáng chất sunphít như pyrite chẳng hạn.

Trường hợp nghiên cứu 3: Các dữ liệu tĩnh và động trong sách lược quản lý vật liệu PAF, Hoạt động ở Thung lũng Newcrest Cadia, New South Wales

Bối cảnh

Cadia Valley Operations (CVO) do công ty Khai thác mỏ Newcrest Mining Ltd sở hữu và điều hành là một trong những công ty khai thác vàng lớn nhất của Úc. CVO tọa lạc tại vùng Trung Tây New South Wales cách thành phố Orange khoảng 25 cây số. Giai đoạn hiện tại của mỏ bắt đầu sau khi Newcrest khám phá thấy vàng–khoáng chất mỏ đồng porphirít Cadia vào năm 1992. Tính từ khi sản xuất thương mại vào năm 1999, đến nay CVO đã sản sinh ra cả thảy 8 triệu lạng (28 gam) vàng.

CVO hiện có hai mỏ đang hoạt động Mỏ Cadia East và mỏ ngầm Ridgeway. Mỏ lộ thiên Cadia Hill nguyên thủy hiện đang được tu dưỡng và bảo trì. Mỏ Cadia East ngầm dưới đất bắt đầu sản xuất ở quy mô thương mại từ ngày 1 tháng Giêng năm 2013. Trường hợp nghiên cứu này ghi nhận sự tiến hoá của việc mô tả các đặc tính chất thải và chương trình lập mô hình khối cho mỏ Cadia mà những hiểu biết của nó đã và đang được áp dụng với các hoạt động hiện hành. Đây là sự cập nhật một trường hợp nghiên cứu được công bố trong lần xuất bản đầu tiên bộ sách này (Quản lý chất thải mỏ sunphít và nước thải có axít, Môi trường Úc, 1997).

Khung cảnh địa chất

Loại sunphít chính là pyrite và chalcopyrite với ít các khoáng chất bornite, chalcocite và các chất phụ khác, hiện diện trong vân đá và phân tán trong phạm vi đá có tại chỗ (Holliday và cộng sự 2002). Tỷ lệ chất thải đối với quặng ở mỏ Cadia Hill trong suốt đời mỏ vào khoảng 1.4:1. Người ta đã ước lượng được rằng trong suốt thời gian mỏ Cadia Hill hoạt động, nó sẽ thải ra khoảng 430 triệu tấn đá thải (Cadia Holdings Pty Ltd 2009a).

Sự mô tả đặc tính và phân loại AMD ở Cadia Hill

Thử thách của việc xác định chính xác chất thải PAF đã là vấn đề biến đổi dần tại CVO. Các công việc mô tả đặc tính AMD đã được bắt đầu từ rất sớm ở Cadia vào năm 1992 và được hoàn thiện dần theo thời gian với các công tác thử nghiệm tiếp diễn.

Trong thời gian từ năm 1992 đến năm 1995, các công trình nghiên cứu ban đầu về đặc tính chất thải đã được thực hiện trong khuôn khổ Dự án Cadia xác nhận tác động về môi trường (environmental impact statement - EIS). Những công tác thử nghiệm sớm này cung cấp các thông số để lập mô hình chất thải sơ khởi cho mỏ Cadia Hill. Mô hình AMD đầu tiên được lập ra vào năm 1995 ước lượng rằng 36% chất thải ở Cadia Hill là PAF. Mô hình này được duyệt lại vào năm 1996 với ước lượng vật liệu PAF tăng lên thành 38%. Những thông số của mô hình được diễn dịch thành các mức giới hạn sự thặng dư sunphít đã được sử dụng để phân loại chất thải ban đầu tại mỏ ở Cadia Hill. Một sự cắt ngang lớn hơn ‘dấu vết’ pyrite ghi nhận bằng mắt được phân loại là PAF ở mỏ Cadia Hill, tương đương với >0,35% pyrite. Bản tóm tắt phương thức này đã được tuân theo để thiết lập mô hình khối đầu tiên được nêu bật như trường hợp nghiên cứu về cách thực hành hay nhất năm 1997 trong cẩm nang *Managing sulphidic mine wastes and acid drainage (Quản lý chất thải mỏ sunphít và nước thải có axít).*

Sau khi việc khai mỏ bắt đầu, cần phải có sự phân giải cao hơn đối với việc phân loại tại mỏ thay vì những gì các mô hình AMD hiện tại có thể cung cấp. Và kết quả là đã có nhiều công tác thử nghiệm tăng cường được hoàn tất để hoàn thiện kế hoạch phân loại.

Một chương trình mô tả đặc tính đã được hoàn tất để xác định kế hoạch phân loại tại mỏ. Ba trăm mẫu thử từ các lỗ khoan bằng khoan kim cương đã được tuyển chọn qua các ghi nhận bằng mắt và được thẩm định bằng nhiều các thử nghiệm tĩnh và động. Ảnh hưởng của môn thạch học và sự thay đổi về khả năng của NAG cũng được giải quyết. Kết quả cho thấy sự tương quan giữa tập hợp các thay đổi đặc biệt và sự phân loại PAF. Một tập hợp nhỏ các loại đá thải đã được xác định để thử nghiệm kỹ lưỡng thêm. Những loại đã được xác định là có thể có nguy cơ AMD gồm các lỗi biến đổi thủy nhiệt (pyrite-sericite) thường giao nhau ở thân quặng.

Một chương trình tiếp theo được hoàn thiện hơn để tối ưu hóa các phương pháp sử dụng để phân loại chất thải được hoàn tất vào năm 2002 đối với trên 200 mẫu vật thu được từ bốn khuôn mẫu đánh bộc phá, mỗi cái được phân loại là PAF dựa trên các vỉa cắt ghi nhận bằng mắt. Chương trình đánh giá các phương pháp khác nhau, kể cả khả năng sử dụng một thử nghiệm NAG pH ngoài thực địa, như là công cụ phân loại trong giai đoạn ngắn.

Sau khi xem xét các kết quả từ chương trình này, mặt cắt ban đầu của lưu huỳnh 0,35% đã được xác định trong việc phân loại tại chỗ các ARD. Mức giới hạn này là rất dè dặt và để bảo đảm tất cả các PAF và các mẫu 'không xác định được' sẽ được hệ thống phân loại tìm ra và quản lý một cách thích đáng. Điều này có nghĩa là sẽ có ít nguy cơ về việc đá thải PAF được đưa vào các bãi đổ đá thải NAF.

Nhằm trợ giúp cho công tác mô tả đặc tính địa hóa học tại mỏ, chương trình thử nghiệm động cột nước thấm đã được bắt đầu vào năm 1999. Trên 500 cột đã được vận hành trong thời gian hoạt động của chương trình, kể cả 10 từ khoáng chất mỏ ở Ridgeway. Chương trình cột nước xác định rằng lỗi thay đổi về thủy nhiệt hầu như bắt nguồn từ vật liệu PAF tại Cadia Hill với điều kiện axít phát triển trong phạm vi cột chứa vật liệu này. Vì những vùng đới đứt gãy này thường chật hẹp cho nên nhu cầu lấy được vật liệu này như PAF, kết hợp với cỡ của khối chất thải nhỏ nhất có thể được đánh dấu để khai thác mỏ, có nghĩa là có sự 'hòa tan' đáng kể của vật liệu PAF với đá thải sạch. Chương trình cột cũng cho thấy các vật liệu thoạt đầu đã được phân loại NAF đã được xác định chính xác.

Hoàn thiện kế hoạch phân loại chất thải

Một chương trình lấy mẫu WRD hiện tại đã được hoàn tất vào năm 2003 để đánh giá kỹ lưỡng đặc tính địa hoá học của mỗi bãi thải (William và cộng sự 2003). Mục tiêu của công việc này là để xác định xem nếu như việc phân loại được thực hiện có quá dè dặt hay không và để cung cấp các dữ liệu phụ thêm cho việc hoàn thiện kế hoạch phân loại. WRD đã được khoan và mẫu thử đã được thu thập và phân tích.

Chương trình cho thấy các thực hành kiểm soát mỏ đã thành công trong việc giữ cho các vật liệu PAF xa khỏi các bãi đổ đá thải NAF. Tuy nhiên như đã dự kiến trước, công việc bảo tồn có nghĩa là cần có nhiều vật liệu NAF hơn mức cần thiết đã được đổ lên trên bãi đá thải PAF (hình 1 và 2). Hậu quả là, một chương trình phân loại mới đã được đề nghị với mức sunphua giới hạn 0,5% đối với chất thải PAF, hình thành cơ sở của các thực hành tại mỏ hiện tại.

Việc phân loại hoạt động và quản lý chất thải
Đá thải ở Cadia Hill được phân ra thành ba loại đá thải khác nhau tùy thuộc vào sự khoáng hóa và hàm lượng lưu huỳnh. Ba loại này theo thứ tự là Xanh dương, Vàng/Xanh lục và Hồng tiêu biểu cho chất thải NAP, chất thải mỏ cấp thấp/khoáng hóa và chất thải PAF. Việc các loại chất thải được mã theo màu nhằm đơn giản hóa các hoạt động hằng ngày.

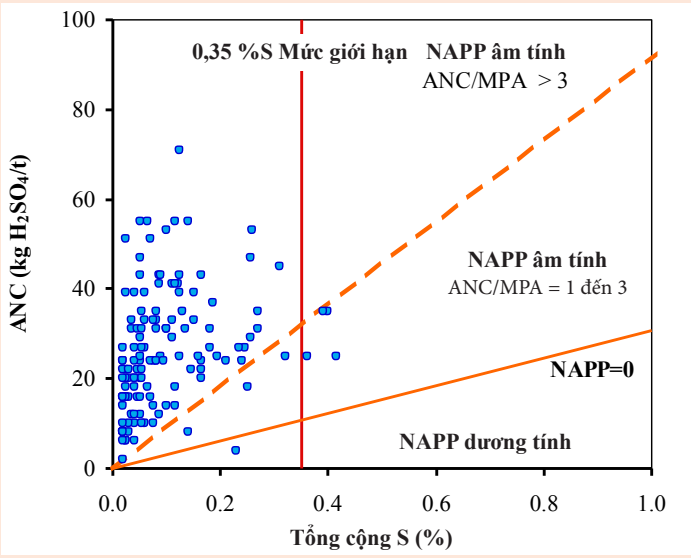
Một trong những kết quả hoạt động quan trọng từ chương trình khoan khảo sát bãi thải như được mô tả ở trên là việc thực hiện việc khảo nghiệm lưu huỳnh thường lệ với các chất thải (quặng và vùng chất thải khoáng hoá đã được khảo nghiệm đối với lưu huỳnh thêm vào các kim loại được tuyển chọn). Điều này làm mất đi sự thiếu chính xác liên quan đến những lượng định bằng mắt hàm lượng lưu huỳnh và cung cấp các dữ kiện có thể được sử dụng để sản sinh ra mô hình AMD mới. Chi phí của việc thực hiện khảo nghiệm lưu huỳnh quan trọng hơn so với những tiết kiệm có được bằng cách giảm bớt lượng tải trọng chất thải PAF(và yêu cầu bao phủ) sản sinh ra do kết quả của việc hòa tan bởi các vật liệu không phải là PAF. Những tính toán ban đầu đề nghị rằng chỉ cần giảm thiểu tải trọng vật liệu PAF 2,5% cũng sẽ đáng giá cho tất cả các lỗ đánh chất nổ chất thải được khảo nghiệm (Williams và cộng sự 2003)

Đá thải được lấy mẫu và phân loại dựa trên cơ sở hàm lượng lưu huỳnh. Một mô hình 0,5% mặt cắt lưu huỳnh được sử dụng để xác định vật liệu PAF, được rút ra từ các công tác thử nghiệm tĩnh và động trong khi vẫn chú ý đến sự vốn có ANC của vật liệu. Cấp độ lưu huỳnh cho mỗi khối được ước đoán bằng cách lập mô hình không gian của vật liệu thải, sử dụng một phương thức thống kê được gọi là thống kê địa chất thông thường (ordinary kriging). Thống kê địa chất thông thường sử dụng ước lượng khảo nghiệm đã được cân dựa trên một biểu đồ được gọi là địa thống kê bán-biến cảm đồ. Bên cạnh đó, khi có một nguyên nhân địa chất có thể chứng minh được (thí dụ xác định được lỗi thay đổi thủy nhiệt), vật liệu ở mặt cắt lưu huỳnh thấp hơn sẽ được phân loại một cách thận trọng là PAF.

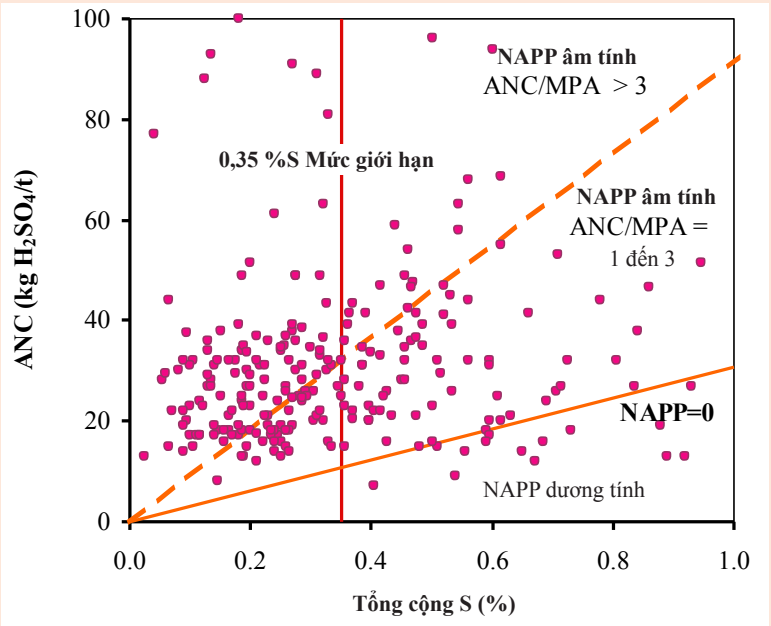
Những quặng mỏ cấp thấp và các chất thải khoáng hóa (tức là các vật liệu Vàng và Xanh lục) được chất chứa trong những phần riêng biệt của bãi đá thải ở phía nam để xử lý trong tương lai. Đá thải màu xanh dương là nguồn tài nguyên để xây dựng và hoặc để sử dụng hay chất đống riêng biệt (Hình 3). Các chất thải màu hồng được bao bọc lại với sự kết hợp của lớp có độ thấm qua thấp, bao phủ bởi vật liệu thải màu Xanh dương và lớp đất mặt. Lớp có độ thấm thấp được thiết kế để giảm thiểu lưới thấm qua vào trong WRD và bao gồm lớp đất sét nén (trên triền dốc) và polyethylene có mật độ cao (HDPE) trên các vỉa quặng (Công ty TNHH Cadia Holdings 2010, 2013).

Trong thời gian từ năm 2005 đến năm 2012, khoảng 39% đá mỏ do Cadia Hill thải ra từ hố mỏ được phân loại là PAF (Cadia Holdings Pty Ltd, Báo cáo Quản lý Môi trường Thường niên 2006-12, http://www.newcrest.com.au/sustainability/environmental).

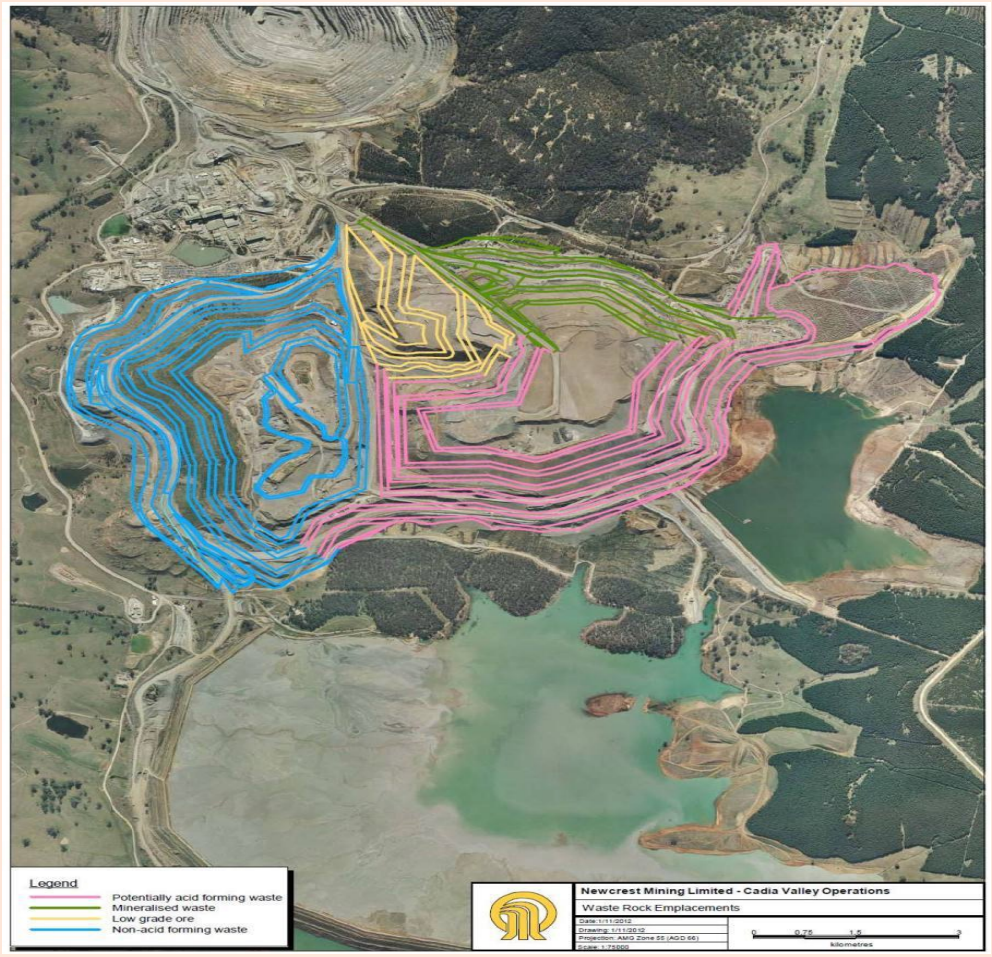
Kết luận
Việc đầu tư trong việc hoàn thiện kế hoạch phân loại chất thải nguyên thủy AMD trong giai đoạn 10 năm và vận hành các cuộc khảo nghiệm thường lệ lưu huỳnh để cải thiện mô hình khối cho các vật liệu đã được khai thác đã đem lại lợi ích lớn tại khu mỏ. Những tiết kiệm có được bằng cách giảm thiểu tải trọng chất thải PAF (và yêu cầu bao bọc lại) sản sinh ra do kết quả của sự pha loãng bởi vật liệu không có PAF đã có giá trị hơn nhiều so với chi phí của chương trình mô tả đặc tính. Độ chính xác trong việc phân loại càng cao chừng nào đã giúp cho càng có nhiều các vật liệu NAF được tách ra để sử dụng trong việc bao bọc lại các vật liệu PAF và lưu giữ để sử dụng trong tương lai làm lớp bao phủ các vật liệu.



Hình 1: Tính toán axít-badơ của bãi đá thải NAF (Xanh dương), cho thấy chất thải NAF được phân loại chính xác và đổ bỏ đúng (William và cộng sự 2003)



Hình 2: Tính toán axít-badơ của bãi đá thải PAF (hồng), cho thấy tỷ lệ đáng kể của chất thải NAT (Williams và cộng sự 2003)



Hình 3: Bãi đá thải ở Hoạt động Khai thác Cadia Valley, tô màu theo loại vật liệu (Cadia Holdings Pty Ltd 2014)

THAM KHẢO

Công ty TNHH Cadia Holdings (2006-2014). Báo cáo quản lý môi trường thường niên, Cadia Holdings, http://www.newcrest.com.au/sustainability/environmental.

Holliday, J, Wilson, A, Blevin, P, Tedder, I, Dunham, P, Pfitzner, M (2002). 'Sự khoáng hoá Porphyry vàng-đồng ở vùng Cadia, phía đông Lachlan Fold Belt, New South Wales, và mối quan hệ của nó với sự hình thành đá ba-dan (shoshoniticmagmatism)', *MineraliumDeposita,* 37:100–116.

Williams, DJ, Jeffery, J, Gilbert, L, Wilson, GW, Panidis, C, Perry, B (2003). 'Cuộc tái duyệt nước thải có đá axít và hệ lụy thủy văn của đá thải ở những khu vực chọn lọc tại một mỏ vàng ở NSW, Australia', Các tranh luận tại Hội nghị Thế giới Lần thứ Sáu về Nước thải có Đá Axít.

4.6 Gia tăng kết quả thử nghiệm tại phòng thí nghiệm

4.6.1 Thử nghiệm thực địa quy mô thí điểm

Mục đích chính của các thử nghiệm thực địa là để gia tăng các thử nghiệm trong phòng thí nghiệm hầu phản ánh tốt hơn điều kiện khí hậu tại khu mỏ và phân phối cỡ hạt và khắc phục một số hạn chế của các thử nghiệm ở quy mô phòng thí nghiệm chẳng hạn như đường dòng chảy ưa thích hơn qua cột nước thấm động. Các thử nghiệm thực địa cũng có thể được sử dụng để đánh giá tính hiệu quả của giải pháp giảm bớt được đề nghị, đặc biệt là trong việc đổ bỏ chất thải chọn lọc, bao bọc, trộn lẫn thuốc thử và hệ thống bao phủ.

Thang biểu của thử nghiệm thực địa tiêu biểu từ 1 đến 3:

1. Ống và quy mô khung chống giếng thiết bị đo độ tan thử nghiệm nước thấm (100–500 kg) (Hình 16)
2. Bãi thử (10 m x10 m x 3 m và tiêu biểu 500–1.000 tấn) (Hình 17)
3. Đống thử (chiều cao đống tiêu biểu 15 đến 20 m) được trang bị để theo dõi nhiệt độ, ôxy, thủy văn và đặc tính hóa học nước thấm qua.[28]

Hình 16: Máy đo độ tan thử nghiệm nước thấm tại hoạt động khai mỏ đồng-vàng Phu Kham, Lao PDR, do PhuBiaMining điều hành

Hình: Tim Rowles, Knight Piesold. Xem trường hợp nghiên cứu ở Phần 6.

28 Một thí dụ do mỏ kim cương Diavik ở Canada cung cấp (Blowes và cộng sự 2006).

Hình 17: Bãi thử nghiệm được xây dựng ở khu mỏ đã khai thác Brukunga ở Nam Úc

Hình: Earth Systems (Hệ thống Đất).

4.6.2 Thử nghiệm thực địa quy mô lớn đến đầy đủ

Các thử nghiệm được thiết kế và theo dõi kỹ lưỡng với quy mô từ lớn đến đầy đủ giúp xác định một cách tin cậy hơn tính hiệu quả của các biện pháp kiểm soát AMD, định lượng nhu cầu của bất kỳ sự kiểm soát phụ thêm nào, và tuân thủ với các yêu cầu pháp định sẽ được chứng minh. Các thử nghiệm quy mô thường ít có khuynh hướng gây ra những rắc rối từ các 'hiệu ứng biên' hay các dòng chảy tiêu biểu được nhìn thấy trong phòng thí nghiệm hay trong các công trình nhỏ. Thêm vào đó các số đo trong các công trình quy mô có thể được sử dụng để thử nghiệm và hoàn thiện các mô hình kết hợp các thông số thu được từ các thử nghiệm quy mô nhỏ, dẫn đến sự tự tin hơn trong việc tiên đoán về những tập tính tương lai dựa trên các dữ liệu của những thử nghiệm quy mô nhỏ hơn nhiều.

Khi thực hiện những thử nghiệm này, điều hết sức quan trọng là phải biết về quy mô thời gian kèm theo tiến trình xảy ra ở quy mô lớn. Lấy tỷ dụ như thời gian đáp ứng của đống đá thải đối với các thay đổi về tốc độ cung cấp ôxy có thể là hằng nhiều giờ đến nhiều ngày. Mặt khác, thời gian cần cho những thay đổi đối với mức độ sản sinh ra các chất ô nhiễm trong một đống đá thải có thể được khám phá ra trong các mẫu thử từ một giếng ngầm để theo dõi có thể tính từ hằng nhiều năm đến thập kỷ.[29] Căn cứ theo bối cảnh này, các thử nghiệm ngoài thực địa có thể cần được lập ra trong nhiều năm trước khi các thông tin cần có cho các thiết kế và thực hiện những việc như sách lược đóng mỏ để giảm thiểu nguy cơ sản sinh AMD về lâu về dài.

Bảng 7 liệt kê những số đo thường được sử dụng nhất có được trong các thử nghiệm thực địa quy mô và mô tả ngắn gọn các trị số của chúng.[30]

29 Một cuộc thảo luận về quy mô thời gian liên hệ đến các tiến trình AMD khác nhau trong những đống quy mô có trong Amos cùng cộng sự (2015).

30 Các thí dụ về sự bố trí những khí tài và việc sử dụng các dữ liệu thu được có trong Andrina (2009) và Andrina cùng cộng sự (2003, 2012) cho đống Batu Berish ở mỏ Grasberg tại Nam Dương: (Blowes và cộng sự 2006; Patterson và cộng sự 2006; Ritchie & Bennett 2003; Pearce & Barteuax 2014).

Bảng 7: Các số đo tiêu biểu có được từ các thử nghiệm thực địa quy mô lớn đến đầy đủ

SỐ ĐO	PHƯƠNG PHÁP ĐO LƯỜNG	LƯU Ý ĐỐI VỚI CÁC THÔNG TIN THU ĐƯỢC	LƯU Ý
Mô tả nồng độ bọt khí ôxy	Ống lấy mẫu thử và các máy phân tích khí di chuyển được hay các thiết bị dò ôxy qua mạng được lắp đặt ở các lỗ khoan hay trong lúc xây dựng các đống.	Vị trí của những vật liệu ôxy hoá; tốc độ ôxy hoá, cơ chế vận chuyển chủ yếu hơi đốt	Cung cấp nhiều thông tin chất lượng tốt; đáp ứng nhanh với các thay đổi đối với điều kiện ở các đống.
Mô tả nhiệt độ	Dây nhiệt điện trở được lắp đặt ở các lỗ khoan hay trong lúc xây dựng các đống	Vị trí của vật liệu ôxy hoá; tốc độ ôxy hoá	Cung cấp thông tin chất lượng tốt nhưng khó định lượng; đáp ứng chậm đối với thay đổi các điều kiện trong đống.
Tốc độ xâm nhập của nước	Máy đo độ tan	Tốc độ vận chuyển chất ô nhiễm xuyên qua đống; tính hiệu quả của hệ thống bao phủ	Tranh luận tiếp tục về thiết kế và diễn dịch các dữ liệu; có thể mất nhiều năm để thu thập các dữ liệu có ý nghĩa.
Thành phần hóa học của nước thải	Máy đo áp suất nước đối với các mẫu nước trên mặt đất và nước ngầm	Sự tập trung chất ô nhiễm và các khối phóng thích từ đống	Khối lượng dữ liệu lớn; đáp ứng rất chậm đối với các thay đổi về điều kiện trong đống.

Trong khi việc lắp đặt các thiết bị và thể thức đo đạc tương đối đơn giản, việc diễn dịch các dữ liệu thực địa thường đòi hỏi phải có sự hiểu biết chuyên môn về một số các phương thức vật lý và hoá học tương quan với nhau.

4.7 Ước đoán và lập mô hình việc sản sinh và tốc độ phóng thích chất ô nhiễm

4.7.1 Tổng quan

Không có một phương pháp đơn giản nào để ngoại suy các kết quả thử nghiệm trong phòng thí nghiệm đối với các cơ sở chứa các chất thải mỏ quy mô để tiên đoán nồng độ các chất hòa tan sẽ được sản sinh ra (Pearce và cộng sự 2015). Trong khi vấn đề về quy mô có thể cuối cùng sẽ được giải quyết bởi các khám phá từ những thử nghiệm đại quy mô của các loại được mô tả ở trên, những thử nghiệm này có khi phải mất hằng nhiều năm mới có thể thu được các kết quả chung cuộc. Do không có những dữ liệu gia tăng, có hai phương pháp bổ sung có thể được thực hiện để ước đoán khối lượng chất hòa tan (sản phẩm ôxy hoá/tải trọng axít) có thể do các vật liệu mỏ sản sinh ra.

Phương pháp thứ nhất sử dụng các kết quả dựa theo kinh nghiệm từ các thử nghiệm tĩnh và động để suy ra mức độ và tốc độ tương đối việc sản sinh ra AMD từ những vùng khác nhau trên toàn khắp khu mỏ. Những thông tin này có thể quan trọng trong việc xác định ra những vật liệu có nguy cơ cao và để triển khai từ đầu những sách lược quản lý AMD.

Phương pháp thứ hai sử dụng các mô hình điện toán với những mức độ thay đổi tinh vi để mô phỏng các tiến trình hóa học và vật lý phức tạp xảy ra trong vật liệu mỏ khi chúng tiếp xúc với điều kiện khí quyển. Tốc độ xử lý thay đổi tùy vị trí và theo thời gian trong một cơ sở chứa chất thải. Cũng có các cơ chế phản hồi giữa nhiều các tiến trình nhằm chống lại cách thức hành sử theo hệ thống trực giác. Do đó các mô hình điện toán cần cho biết rõ ràng những giả định và có thể cần phải rất tinh khôn để có thể tiên đoán tập tính của AMD với mức độ tự tin tương tự như những gì phương pháp kinh nghiệm mang lại. Khi có được các dữ liệu theo dõi thực địa, lúc ấy các mô hình điện toán phải được định chuẩn và hoàn thiện để sản sinh ra những sản phẩm tiên đoán một cách chính xác và đáng tin cậy theo thời gian.

4.7.2 Tiên đoán AMD bằng kết quả thử nghiệm dựa theo kinh nghiệm

Một phương thức hữu ích để ước lượng tốc độ sản sinh ra chất ô nhiễm từ địa điểm mỏ và để đặt lên hàng ưu tiên những nguồn đáng kể nhất có thể sản sinh ra AMD hầu quản lý là xác định tốc độ sản sinh ra axít tối đa hay 'lượng axít' hằng năm (tấn H_2SO_4 đối với mỗi đơn vị thời gian) cho mỗi đơn vị chất thải hay vùng mỏ. Tải trọng axít cung cấp một số đo tổng quát trên thang biểu của vấn đề AMD, vì nó bao gồm cả axít (H^+) và tải trọng ô nhiễm kim loại. Nó có thể được ước lượng trực tiếp dựa trên trọng tải và kết quả của các thử nghiệm hoá học tĩnh và động đối với các vật liệu được khai thác.

Người ta có thể ước lượng tốc độ sản sinh axít tối đa hằng năm của bất kỳ vật liệu nào có khối lượng lớn (kg H_2SO_4/t/năm) sử dụng tốc độ ôxy hoá pyrite áp dụng cho đặc tính thạch học của vật liệu hay loại ảnh hưởng thời tiết (bình thường hóa với hàm lượng lưu huỳnh, trọng lượng% FeS_2/năm) và hàm lượng khối và pyrite trung bình của vật liệu khối.

Lấy tỷ dụ nếu 1 Mt đá thải với lượng pyrite trung bình 3 trọng lượng% FeS_2 và tốc độ ôxy hoá 0,5 trọng lượng% FeS_2/năm được tiếp xúc hoàn toàn với ôxy trong bầu khí quyển, tốc độ sản sinh axít tối đa ước lượng được sẽ vào khoảng 250 tấn H_2SO_4/năm đối với tất cả đá thải, hay 0,25 kg H_2SO_4 một tấn đá thải mỗi năm.

Trong khi tốc độ tối đa *sản sinh* ra axít tương đối đơn giản để ước lượng theo cách này, việc tiên đoán mức độ phóng thích axít phức tạp hơn, khi chỉ có một phần đá thải ở khu vực mỏ có thể tiếp xúc với ôxy trong bầu khí quyển. Tốc độ phóng thích tùy thuộc vào các yếu tố như:

- điều kiện khí hậu và sự quân bình nước ở khu mỏ
- đặc tính thủy địa của vật liệu mỏ và môi trường chung quanh
- ảnh hưởng thời tiết phức tạp và tiến trình địa hoá học khoáng chất-dung dịch.

Tốc độ ảnh hưởng thời tiết và tiến trình địa hóa khoáng chất-dung dịch thay đổi tùy theo vị trí của đống đá thải và theo thời gian. Có những cơ chế phản hồi giữa nhiều các tiến trình dẫn đến tập tính hệ thống phi tuyến tính và đôi khi phản lại trực giác.

Như đã ghi nhận bên trên, biện pháp đơn giản nhất của tốc độ *phóng thích* chất ô nhiễm là trọng tải axít (tấn H_2SO_4 đối với mỗi đơn vị thời gian), có thể được ước đoán dựa theo tốc độ sản sinh chất ô nhiễm tối đa kết hợp với khí hậu, sự quân bình nước tại khu mỏ và các dữ liệu thủy địa chất.

Khi biết được tốc độ phóng thích chất ô nhiễm, các dữ liệu đặc tính hoá học của nước thấm từ các công tác thử nghiệm địa hóa học động khi ấy có thể được dùng để cung cấp (tính toán ngược) các ước đoán cho thấy chất lượng nước thải/thấm qua từ các khu vực mỏ khác nhau.

4.7.3 Tiên đoán AMD bằng các mô hình điện toán

Nhiều phương thức lập mô hình khác nhau đã được triển khai nhằm mục đích mô phỏng nhiều các quá trình vật lý và hoá học thúc đẩy sự ôxy hoá và quá trình khoáng chất-dung dịch địa hóa học (Linklater và cộng sự 2005; Linklater và cộng sự 2006; Blowes&Frind 2003).

Các mô hình phản ứng-vận chuyển có thể có ích trong việc thẩm tra các tập tính phức tạp của việc sản sinh ra AMD, di chuyển và tiến hóa ở các vị trí mỏ. Chúng cần phải được xem xét đến trong việc ôxy hoá khoáng chất sunphít, vận chuyển khí, vận chuyển nhiệt, chuyển động của nước và chất hoà tan, và tiến trình trung hoà bao gồm việc hoà tan cácbônát và aluminosilicát. Những mô hình này cần phải có các dữ liệu đưa vào đặc biệt ở khu mỏ là điều thường hiếm có hay được định nghĩa sơ sài cả về không gian lẫn thời gian, ít nhất là trong những giai đoạn đầu của dự án. Những mô hình như vậy ích lợi nhất như là công cụ để:

- trắc nghiệm các giả thuyết và vận hành tình huống ‘nếu thì sao’ để so sánh với tính hiệu quả tương đối, thay vì tuyệt đối, của các sách lược kiểm soát AMD khác nhau trong những giai đoạn ngắn và dài hạn
- xác định sự nhạy cảm của hệ thống đối với những thông tin đặc biệt nhập vào và các thông số thiết kế
- giúp diễn dịch các dữ liệu theo dõi thực địa
- cung cấp các thông tin nhập vào độc lập với thời gian để lượng định những nguy cơ về sinh học có thể có do sự xả thải vào môi trường thủy văn.

Nhiều mô hình vận chuyển dễ phản ứng đã được soạn ra với những khả năng và mức độ phức tạp khác nhau. Một số theo phương pháp tiếp nối (không kết cặp) theo đó quá trình vận chuyển và phản ứng được giải quyết riêng biệt, có hay không có sự lập lại giữa các bước. Các thứ khác áp dụng phương pháp một bước trong phương trình mô tả các phản ứng vận chuyển vật lý hay địa hoá học được giải quyết cùng lúc.

Độ chính xác tiên đoán được của những mô hình chất lượng nước phức tạp thường bị giới hạn bởi chất lượng của các dữ kiện đưa vào và sự không chắc chắn hay phức tạp đi kèm với việc lập mô hình các quá trình địa hoá học phức tạp. Tuy nhiên một số các mô hình có được tiềm năng trợ giúp các quyết định quản lý AMD cấp cao nếu các phân tích nhạy cảm thích hợp được thực hiện, nếu chúng được kết hợp với kiến thức về việc sản sinh ra chất ô nhiễm và tốc độ phóng thích ước lượng được từ các phương pháp thử nghiệm động được mô tả ở trên, hay cả hai.

Tuy nhiên, có thể không cần thiết sử dụng mô hình phản ứng-vận chuyển phức tạp để tiên đoán tính hiệu quả có thể có của các sách lược kiểm soát AMD khác nhau đặc biệt là đối với các vật liệu còn nguyên chưa bị ôxy hoá đáng kể. Vì ôxy và nước là hai chất phản ứng ngoại sinh phải hiện diện để giúp cho phản ứng ôxy hoá sunphít xảy ra, những mô hình có thể tiên đoán được mức độ xâm nhập của ôxy và nước vào các đá thải và chất thải mỏ có thể cung cấp tất cả những gì cần có để so sánh tính hiệu quả của sách lược quản lý thay thế. Lấy tỷ dụ trong trường hợp của các chất thải mỏ hạt mịn, việc duy trì độ bão hòa của nước trên 85% sẽ loại trừ phần lớn sự ôxy hoá (Bussière 2007).

Tương tự, việc duy trì mức độ bão hòa tương tự ở tầng đất sét hạt mịn là một phần của lớp phủ đá thải sẽ ngăn được ôxy xâm nhập và nhờ đó giảm thiểu được sự sản sinh AMD. Các lớp phủ chứa-và-thải hoạt động bằng cách giảm thiểu khối lượng mạng lưới xâm nhập và từ đó khối lượng nước có được để vận chuyển các sản phẩm phản ứng. Do đó một mô hình có thể tiên đoán được sự quân bình của nước dưới điều kiện dòng chảy không bão hòa sẽ giúp cho hiệu năng của hệ thống bao phủ như vậy được thẩm định.

Các mô hình đã được sử dụng để tiên đoán các mặt khác nhau của quá trình sản sinh AMD được ghi nhận ở Phần 5 của Hướng dẫn GARD (xem Bảng Thuật ngữ). Khi tuyển chọn mô hình để sử dụng, ba câu hỏi và các vấn đề cao cấp cần phải được cân nhắc:

1. Mô hình này đã được sử dụng rộng rãi và trắc nghiệm/xác nhận hay chưa?
2. Các cơ quan giám sát có nghiêng về (các) mô hình nào hay không, dựa trên tính quen thuộc và kinh nghiệm nội bộ?
3. Trong khi việc mã hóa các đặc tính mô hình nghe có vẻ mang tính kỹ thuật, thế nhưng chúng không thể tiếp cận được để tái duyệt bởi các tổ chức giám sát hay bên thứ ba độc lập.

5.0 THẨM ĐỊNH NGUY CƠ DO AMD GÂY RA

Các ý chính

- AMD có thể là mối nguy cơ to lớn với việc phải tốn kém rất nhiều nếu không được xác định sớm và quản lý một cách thích hợp.
- Các nguy cơ có thể gồm về môi trường, sức khỏe con người, tài chánh, pháp định và nguy cơ về thanh danh.
- Một sách lược quản lý nguy cơ hữu ích là xếp hạng các tiềm năng hiểm họa AMD và sau đó phát triển các thể thức để quản lý chúng.
- Bảo tồn những giá trị về môi trường đã được thỏa thuận là nguyên tắc chính thúc đẩy sự quản lý AMD.

Việc thẩm định toàn bộ nguy cơ dự án là một đề tài rộng hơn nhiều không thể đề cập được hết trong cẩm nang như thế này, và được trình bày chi tiết ở nơi khác.[31] Tuy nhiên lịch sử và kinh nghiệm trong ngành kỹ nghệ khai thác hầm mỏ toàn cầu cho thấy AMD có thể là nguy cơ to lớn, ưu tiên cao với khả năng làm tổn hại thanh danh và gây ra những tốn kém to lớn nếu không xác định sớm và quản lý một cách thích hợp.[32]

Tại Úc cũng như tại các quốc gia khác, luật quản lý các công ty đòi hỏi một công ty phải xác định, đánh giá và quản lý tất cả những nguy cơ đáng kể mà công ty phải đối phó. Một phương thức khôn ngoan là triển khai chương trình tập trung tái duyệt các nguy cơ của AMD bắt đầu bằng việc đặt ra hai câu hỏi quan trọng:

- Những hiểm họa nào AMD gây ra cho giới điều hành mỏ?
- Liệu giới điều hành mỏ có quản lý được những hiểm họa này để giảm thiểu các nguy cơ về môi trường, sức khỏe con người, tài chánh, pháp định và danh tiếng hay không?

Nhiều công ty khai thác hầm mỏ thẩm định các nguy cơ do AMD gây ra trong khuôn khổ phát triển dự án và là một phần trong việc lập kế hoạch đóng mỏ. Tuy nhiên, có rất ít các thí dụ được xuất bản về những quá trình sử dụng cho các cuộc thẩm định này.

Kinross Gold Corporation ở Hoa Kỳ kết hợp các kết quả từ công tác thử nghiệm địa hoá học AMD và tiến trình lập kế hoạch cho mỏ G4 của họ (Williams và cộng sự 2015). Tiến trình G4 kết hợp các dòng dữ kiện địa chất, địa hóa, địa luyện kim và địa kỹ thuật vào với việc lập mô hình khối tài nguyên để tối ưu hoá các nguồn dự trữ có sẵn và giảm thiểu nguy cơ AMD.

Rio Tinto sử dụng phương pháp thẩm định nguy cơ của công ty được mô tả ở Phần 5.1 để xác định ra các nguy cơ (trường hợp nghiên cứu trong phần này cho thấy như thế nào), để thẩm định các dự án hiện hữu và giúp thiết kế các dự án mới để cho thế hệ hầm mỏ tiếp theo có được cơ hội tốt nhất có thể để quản lý AMD một cách hiệu quả và đóng góp vào việc phát triển kinh tế bền vững.

31 Xem cẩm nang *Risk Management (Quản lý nguy cơ)* (DIIS 2016f)

32 Các kỹ thuật xác định tiềm năng AMD và tầm cỡ có thể có của nó được mô tả ở Phần 4.

Khi mô tả kết quả của việc tái duyệt nguy cơ AMD của Rio Tinto, Richard và cộng sự (2006) đã đưa ra luận điểm quan trọng là việc tuân thủ với các điều luật của chính phủ và điều kiện giấy phép không nhất thiết bảo đảm là AMD được quản lý theo cách thực tiễn chắc chắn và hiệu quả nhất so với chi phí. Cuộc tái duyệt của Rio Tinto đã nêu bật một số vấn đề tiêu biểu đã không được giải quyết trọn vẹn, dẫn đến kết quả với mức độ nguy cơ cao hơn là người ta đã giả định trước đây. Điều cần thiết là những vấn đề này nên được sự chú ý của giới lãnh đạo trên toàn khắp ngành khai thác quặng mỏ. Những vấn đề này là:

- mô tả đặc tính địa hóa của những vật liệu
- theo dõi tác động có thể có với nước ngầm
- quản lý tác động của nước ngầm
- tách riêng đá thải
- thiết kế bao phủ
- làm ngập khu khai thác.

Với nhiều các vấn đề cần phải giải quyết trong việc thẩm định nguy cơ AMD, một công ty khai thác hầm mỏ thường sử dụng các dịch vụ của những chuyên viên ngoài thực địa, ít nhất là lập lại lúc đầu để bảo đảm tất cả mọi lãnh vực chính của nguy cơ đều được xác định và xem xét một cách thích đáng.

5.1 NGUY CƠ VÀ TRÁCH NHIỆM—BÀI HỌC TỪ CUỘC TÁI DUYỆT CỦA CÔNG TY

Năm 2003, Rio Tinto bắt đầu chương trình tái duyệt nguy cơ AMD đối với tất cả mọi hoạt động của công ty. Năm 2006, Richard và các cộng sự (2006) đã mô tả phương pháp được triển khai để tái duyệt và báo cáo những điều chính yếu tìm thấy được từ việc áp dụng chúng trong hai năm đầu. Phương pháp được sử dụng và bài học rút ra được từ chương trình này vẫn còn liên quan và có thể được áp dụng cho các công ty khai thác mỏ bất kể lớn nhỏ thế nào, dẫn đến các kết quả phát triển tích cực bền vững.

Rio Tinto sử dụng phương pháp hai giai đoạn. Phương pháp thứ nhất bao gồm việc triển khai một thể thức sàng lọc hiểm họa, xếp hạng các hiểm họa AMD có thể xảy ra do hậu quả của việc khai thác mỏ, dựa trên khung cảnh vật lý và hoá học của khu mỏ. Những vấn đề rộng lớn được xem xét trong khuôn khổ của cuộc thẩm định được chỉ định nhiều trị số số học (trọng lượng) được kết hợp lại thành điểm số hiểm họa cuối cùng. Như được trình bày trong Bảng 8, những vấn đề này gồm địa chất (45%), nguy cơ AMD khởi thủy (5%), thang biểu của sự xáo trộn (25%), đường hướng vận chuyển (10%) và độ nhạy của môi trường tiếp nhận (15%).

Giai đoạn thứ hai bao gồm áp dụng thể thức thẩm định xem hoạt động quản lý các hiểm họa AMD hiệu quả như thế nào và cách thức giảm thiểu toàn bộ nguy cơ. Để giảm thiểu các trách nhiệm trong tương lai, thể thức này xác định ra những vấn đề tiềm ẩn cũng như hiện tại. Nó đặc biệt chú ý đến các hệ lụy lâu dài của sách lược quản lý và thực hành.

Thể thức tái duyệt nguy cơ xem xét 11 lãnh vực hoạt động chính bao gồm tất cả các mặt quản lý AMD thành công (Bảng 9). Như trong thể thức sàng lọc, những yếu tố riêng rẽ được kết hợp lại thành một phương thức toàn diện để mô tả đặc tính và quản lý AMD. Sự thẩm định như vậy phải được áp dụng cho tất cả các vị trí và các vật liệu ở khu mỏ, kể cả đá thải, vách hố, chất thải mỏ và vật liệu xây dựng lấy từ các chất thải chứa sunphít.

Bảng 8: Những yếu tố sử dụng trong thể thức sàng lọc hiểm họa của Rio Tinto

NHỮNG VẤN ĐỀ BAO QUÁT	YẾU TỐ	TRỌNG LƯỢNG
Địa chất	Loại khoáng chất mỏ	30%
	Đá tại chỗ và của quốc gia có khả năng trung hoà	*10%*
	Những vấn đề AMD đã được biết tại khu mỏ	5%
Nguy cơ AMD khởi đầu	Thời gian tính từ lần cuối cùng có thay đổi hoạt động lớn	5%
Thang biểu xáo trộn	Tổng số chất thải chứa tại vị trí	15%
	Khu vực bị xáo trộn	10%
Đường vận chuyển	Sự có sẵn nước	7%
	Kim loại phóng thích vào môi trường[a]	3%
Môi trường tiếp nhận	Chỗ có hồ nước trên mặt đất gần đó	5%
	Độ kiềm của hồ nước hay mạch nước ngầm	5%
	Độ gần của khu vực được bảo vệ hay có dân cư	5%

[a] Dòng kim loại hoà tan xả vào môi trường qua những điểm xả thải được cho phép và các thực hành hoạt động được phép.
Tài liệu: Richards và cộng sự (2006)

Bảng 9: Các khu vực hoạt động chính và các yếu tố sử dụng trong thể thức tái duyệt nguy cơ AMD của Rio Tinto

LĨNH VỰC HOẠT ĐỘNG CHÍNH	YẾU TỐ
Mô tả đặc tính đường chuẩn tại vi trí	Mô tả đặc tính của những chất thải mỏ hiện tại
	Khí hậu
	Thuỷ văn và thủy địa chất
	Đặc tính hóa học của nước trên mặt đất và nước ngầm
	Mô tả đặc tính hệ sinh thái
Mô tả đặc tính vật liệu thải và đá vách	Khung cảnh địa chất
	Mô tả đặc tính khối đá và xử lý chất thải
	Địa hoá học AMD của vách hố và nơi khai thác mỏ
	Đặc tính vật lý của chất thải
Quản lý vật liệu	Kết hợp đặc tính AMD vào việc lập kế hoạch mỏ
	Thiết kế cơ sở đổ chất thải
	Quản lý vật liệu thải
Quá trình sản sinh AMD	Sự ôxy hoá sunphít
	Vận chuyển ôxy
	Sản phẩm ôxy hoá và phản ứng hoá học tại chỗ
	Sự xâm nhập và chuyển động bên trong nước

LĨNH VỰC HOẠT ĐỘNG CHÍNH	YẾU TỐ
Đường di chuyển và tuôn ra của AMD	Tải trọng nước xả thải trên mặt đất và ô nhiễm
	Dòng nước ngầm và nước ô nhiễm tuôn ra
Khả năng môi trường tiếp nhận	Khả năng đồng hóa của môi trường tiếp nhận
	Độ nhạy sinh thái của môi trường tiếp nhận
Hiểu quan niệm hợp nhất	Mô hình khái niệm
	Mô hình số học
	Triển khai tiêu chuẩn thực hiện và đóng cửa
Chương trình giảm thiểu AMD	Sách lược giảm thiểu
	Thực hiện sách lược giảm thiểu
Thẩm định và theo dõi tiếp diễn	Sách lược theo dõi
	Quản lý và thẩm định dữ liệu
	Cơ chế phản hồi cho việc quản lý
Kỹ năng quản lý và tài nguyên	Trách nhiệm giải trình và vai trò rõ ràng
	Thể thức được định chế và quản lý thông tin
	Nguồn lực
Mối quan hệ với các bên có quyền lợi liên quan	Mối quan hệ với các bên có quyền lợi liên quan

Tài liệu: Richards và cộng sự (2003)

Thể thức sàng lọc của Rio Tinto giờ đây đã được áp dụng cho tất cả các hoạt động của công ty cũng như tất cả các dự án có thể có. Nó cũng có thể được áp dụng đối với những vùng đất có thể được mua lại để đánh giá mức độ nguy cơ ngẫu nhiên của AMD. Chỉ những vị trí nào được thẩm định có mức AMD thấp mới không phải duyệt lại một cách chi tiết.

Thể thức này giờ đây đã được chuyển tác để sử dụng cho hoạt động ở Pilbara của Rio Tinto. Green và Borden (2011) đã ghi nhận tiềm năng của vật liệu sunphít bị phơi ra bởi việc khai mỏ ở những vị trí này (như được ghi nhận trong trường hợp nghiên cứu 4). Đối với những hoạt động như vậy, một thể thức gồm 4 giai đoạn đã được triển khai trong đó mỗi của hai giai đoạn được xác định ở trên đã được chia ra làm hai để giải thích cho những trường hợp đặc biệt ở khu mỏ. Thể thức sàng lọc hiểm hoạ ban đầu bao gồm việc đánh giá sơ bộ và chi tiết trong khi quá trình thẩm định nguy cơ dưới đây bao gồm việc thẩm định kỹ thuật và sách lược quản lý.

Trường hợp nghiên cứu 4: Quản lý chất thải phiến nham PAF dựa trên các khung thẩm định nguy cơ AMD của Rio Tinto, Quặng sắt Rio Tinto, vùng Pilbara, Tây Úc

Bối cảnh

AMD cũng như vấn đề bốc cháy tự phát (tự sinh nhiệt) được biết là có liên hệ với khoáng chất mỏ của quặng sắt được khai thác ở Tỉnh Hamersley Tây Úc. Các chất thải chứa cácbon và sunphít (phiến nham đen pyrite và than non (lignite)) tạo ra cả nguy cơ AMD và tự sinh nhiệt.

Việc quản lý phiến nham đen Pyrite và than non tại tất cả các vị trí quặng sắt của Rio Tinto (Rio Tinto Iron Ore (RTIO)) ở Tỉnh Hamersley được thực hiện theo đúng kế hoạch quản lý việc tự bốc cháy và nước thải có đá axít (SCARD). Sách lược quản lý kế hoạch được dựa rộng rãi trên những nguyên tắc dưới đây:

- xác định những hiểm họa và nguy cơ từ hiểm họa này đối với môi trường
- xác định cơ hội quản lý hay tránh AMD trước khi việc khai thác một khu vực được bắt đầu
- cung cấp một cơ sở vững chắc cho việc đề ra quyết định và lập kế hoạch
- đánh giá và xếp thứ tự ưu tiên những nguy cơ và xác định các biện pháp quản lý để giảm thiểu nguy cơ
- giảm thiểu nguy cơ và chi phí điều hành
- gia tăng các nghiên cứu cẩn trọng, điều hành, quan hệ các bên có quyền lợi liên quan và danh tiếng của doanh nghiệp
- giảm thiểu nguy cơ dài hạn sau khi đóng mỏ, các trách nhiệm và tác động môi trường.

Sách lược quản lý AMD

RTIO đã khởi đầu một sách lược quản lý và giảm thiểu AMD nhằm mục đích gìn giữ các giá trị về môi trường của nguồn tài nguyên nước trong vùng. Sách lược này bao gồm những mặt dưới đây:

- định lượng bề mặt nền và chất lượng nước ngầm cùng khả năng phóng thích những chất ô nhiễm từ mỗi cơ sở chứa chất thải vào trong nước ngầm
- theo dõi mạch nước ngầm và xác định khuôn mẫu dòng chảy của nước ngầm và sự vận chuyển các khối lượng
- mô tả các đặc tính địa hóa học của phiến nham đen pyrite, than non và các loại đá được khai thác khác
- đống đá thải và đánh giá ô nhiễm bức xạ (source term) vách mỏ từ việc mô tả đặc tính cả hai tại chỗ và nơi khác
- tối ưu hóa thiết kế bao phủ qua việc lập mô hình và theo dõi hệ thống phủ thử nghiệm sách lược bỏ đá thải trong tương lai để giảm thiểu toàn bộ nguy cơ AMD

Bảo tồn các giá trị môi trường đòi hỏi phải có kiến thức về tính đa dạng của tài nguyên nước trong bối cảnh thiên nhiên cũng như chúng được sử dụng ở khu vực địa phương như thế nào. Các chương trình quản lý AMD nhằm định lượng khả năng phóng thích chất ô nhiễm vào đất hay nước trên mặt đất và thực hiện các sách lược giảm thiểu, nếu cần để giảm bớt nguy cơ đối với các giá trị môi trường.

RTIO có những thông tư hướng dẫn để chỉ định nguy cơ sunphít vào trong mô hình khối địa chất (Green và Broden 2011). Đã có năm mức độ nguy cơ được chỉ định. Nguy cơ loại 0 biểu thị vật liệu này không gây nguy hiểm gì; loại 1 vật liệu thải có nguy cơ AMD thấp; loại 2 có nguy cơ từ thấp đến trung bình; loại 3 có nguy cơ AMD cao và khả năng tự bắt cháy và loại 4 chứa các vật liệu trung tính. Phiến nham đen pyrite với hàm lượng lưu huỳnh cao và than non được phân vào loại 3.

Khả năng AMD của vật liệu được thẩm định từ các số đo của sự ôxy hoá nội tại, sự tính toán axít-badơ và nghiên cứu cột nước động. Tại một vị trí, nhiều các số đo tại chỗ cũng được thực hiện ở các đống đá thải. Những số đo này được sử dụng để định lượng khả năng sinh ra và phóng thích các chất ô nhiễm từ mỗi cơ sở chứa chất thải.

Các mô hình nước ngầm được triển khai tại các vị trí có mỏ nằm dưới mực nước ngầm. Những mô hình này có thể được sử dụng để thẩm định ảnh hưởng của những chỗ trống ở mỏ cuối cùng trên các chuyển động của nước ngầm ở các tầng nước ngầm tại khu vực và liệu vị trí mỏ có khả năng ảnh hưởng đến việc tiếp nhận nước trong vùng hay không (chẳng hạn như các hồ nước vĩnh viễn trên mặt đất và nước lấy từ các giếng khoan nước ngầm được sử dụng cho gia súc).

Kết luận

Việc quản lý chất thải khoáng chất ở hoạt động tại mỏ RTIO Pilbara bao gồm phương pháp kết hợp. Những giải trình và hành động của tất cả các nhóm làm việc với chất thải sunphít (đá phiến nham đen và than non) được mô tả rõ ràng trong kế hoạch quản lý. Việc thực hiện kế hoạch ở mỗi hoạt động thay đổi từ mô tả đặc tính ban đầu và lập mô hình thông qua giai đoạn phát triển dự án, lập kế hoạch mỏ, sản xuất và đóng cửa. Mục tiêu của việc lập kế hoạch không những chỉ để định lượng các nguy cơ đối với giá trị môi trường mà còn để giảm thiểu những nguy cơ có thể xảy ra.

Hình 1: Vùng chân tường (trái) đến Núi McRae (pyrite đen) phiến nham (phải)

THAM KHẢO

Green, R, Borden, RK (2011). 'Phương thức đánh giá nguy cơ địa hóa học cho mỏ quặng sắt Pilbara của Rio Tinto', ở Kumar, S (ed), *Integrated waste management (Quản lý Tích hợp Chất thải),* tập 1, ISBN: 978-953-307-469-6, InTech, http://www.intechopen.com/books/integrated-waste-management-volumei/geochemical-risk-assessment-process-for-rio-tinto-s-pilbara-iron-ore-mines.

5.2 Nguy cơ AMD ở các mỏ đã khai thác

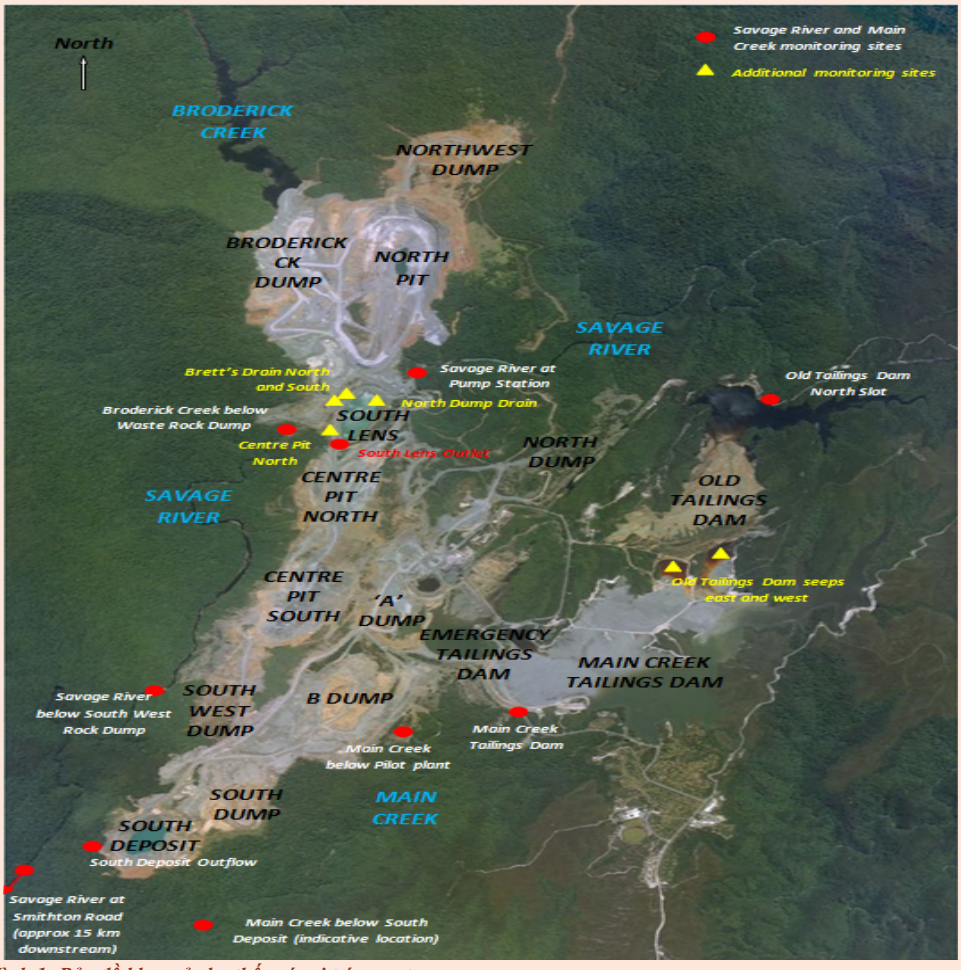
Các mỏ đã khai thác là những mỏ đã từng khai thác trước đây và hoặc được chủ sở hữu cũ khởi động lại sau một thời gian chăm sóc và bảo trì hay là được thẩm định lại về mặt kinh tế hay hoạt động lại sau khi chủ mới thu mua. Những đặc tính nguy cơ AMD tại những mỏ như thế này có thể được thẩm định bằng cách áp dụng thể thức của loại được mô tả bên trên. Tuy nhiên trong trường hợp mỏ không hoạt động trong nhiều năm, và nơi mà tình trạng ôxy hoá đáng kể đối với các chất thải mỏ đã xảy ra, khi ấy cần phải thận trọng hơn trong các phương pháp mô tả đặc tính địa hoá học (Phần 4) được sử dụng để định lượng mức độ nguy cơ và các biện pháp giảm thiểu có thể cần thiết.

Bên cạnh các vấn đề về kỹ thuật cần được giải quyết để tái tục khai thác mỏ và xử lý khoáng chất, các tổ chức giám sát và chủ nhân mới của khu mỏ thường thảo luận về cách thức giải quyết những di sản còn lại. Việc này thường xảy ra nhất trong bối cảnh trách nhiệm quản lý chất thải hiện tại và tác động của AMD đối với môi trường tiếp nhận. Cách giải quyết có thể dứt khoát khi chủ nhân mới nhận trách nhiệm về những di sản và đã tính toán chi phí trong việc thẩm định tính khả thi trước khi mua. Tuy nhiên trong một vài trường hợp, phương thức chia nhau hay hợp tác để giải quyết di sản có thể được đánh giá là kết quả tốt nhất đối với viễn ảnh phát triển bền vững. Trường hợp nghiên cứu 5 là thí dụ về sự cộng tác giữa tiểu bang và công ty khai thác hầm mỏ giúp công ty tiếp tục sản xuất khai thác mỏ một cách có lời, kết hợp với việc quản lý hiệu quả các di sản AMD tại một khu mỏ mà nếu không, không thể khắc phục được chỉ với nguồn nhân vật lực của tiểu bang.

Trường hợp nghiên cứu 5: Đối tác công-tư hợp doanh để tạo điều kiện dễ dàng cho các hoạt động kinh tế tiếp diễn và để cải thiện viễn ảnh đóng cửa đối với các mỏ đã khai thác, Savage River Mine ở Tasmania

Bối cảnh

Mỏ Magiê ở sông Savage River (Hình 1) và nhà máy tán quặng Port Latta (70 cây số về hướng duyên hải) ở Tasmania đã được sản xuất liên tục từ năm 1967.



Hình 1: Bản đồ khu mỏ cho thấy các vị trí quan trọng

Khu mỏ do Công ty Pickands Mather Quốc tế điều hành từ năm 1967 cho đến khi mỏ đóng cửa vào đầu năm 1997. Mỏ được giao lại cho chính phủ tiểu bang vào Tháng Ba năm 1997 cùng với khoản tiền thế chân phục hồi mỏ trị giá 11,4 triệu đô-la. Mỏ mở cửa lại vào cuối năm 1997 dưới sự quản lý của công ty Australian Bulk Grange (ABM) và đã hoạt động liên tục từ ngày ấy đến nay với công ty ABM sáp nhập với công ty TNHH Grange Resource vào Tháng Giêng năm 2009.

Công ty Pickands Maher International đã để lại một di sản về môi trường đáng kể. Vào cuối năm 1996, hai dòng suối chảy qua khu vực thuê mỏ, Sông Savage River và con lạch Main Creek đã bị việc khai thác mỏ tác động bất lợi. AMD từ khu WRD lịch sử và những đập ngăn chất thải mỏ đã là nguồn tác động đến chất lượng nước của con sông Savage. Những dữ liệu theo dõi cho thấy nồng độ kim loại cao trong con sông Savage trên một khoảng dài 30 cây số về phía hạ lưu. Nồng độ đồng trung bình ở hạ nguồn của khu khai thác mỏ lúc bấy giờ cao gấp 25 lần mức đề nghị của ANZECC–ARMCANZ (1992) cho nước mềm với nồng độ đồng tối đa cao từ 3–5 lần hơn nồng độ trung bình.

Chính phủ tiểu bang Tasmania đã cho áp dụng đạo luật lịch sử Goldamere để cung cấp cho chủ nhân mới khu mỏ Savage River với khoản bồi thường về số AMD đã có. Thỏa thuận Goldamere đề ra những điều khoản và điều kiện về việc bán khu mỏ (từ chính phủ tiểu bang cho ABM) với giá mua thỏa thuận được trả qua việc thực hiện bằng hiện vật công tác khắc phục môi trường với trị giá 13 triệu đô-la nhắm vào các di sản AMD. Công tác khắc phục được thực hiện đã được thỏa thuận bởi cả ABM và Crown. Chương trình Phục hồi Savage River (Savage River Rehabilitation Program - SRRP) đã được thành lập để giám sát tiến trình này. Nhóm giám sát hoạt động của SRRP gồm có đại diện của Grange, Cơ quan Bảo vệ Môi trường (Environment Protection Authority - EPA) của chính phủ tiểu bang và Cơ quan Tài nguyên Khoáng sản của Tasmania (Mineral Resources Tasmania). Mục tiêu của nhóm SRRP là:

> *Khắc phục về lâu dài những nguy hại về môi trường bắt nguồn từ những hoạt động trước năm 1997 tại mỏ Savage River đến mức độ lớn nhất có thể được, với chủ yếu tập trung vào việc phục hồi môi trường thủy sinh ở hạ lưu của khu mỏ.*

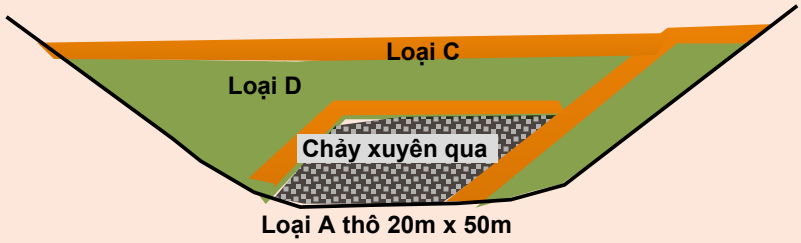
Công tác quản lý AMD tại hiện trường

Để đạt được các mục tiêu của SRRP, những dự án dưới đây đã được thực hiện (Kent 2008):

- xử lý thụ động tập trung nước, trước khi xả thải nước được xử lý trên mặt vào sông Savage River, ở hố mỏ hình thấu kính ở phía nam (Hình 1, ở giữa), sử dụng nước kiềm sản sinh ở hố đang hoạt động ở phía bắc từ canxi chlorite đá phiến, nghiền thụ động bởi các cần cẩu nâng và gạn bằng nước mưa
- xây dựng đường ống để chuyển hướng và xử lý AMD
- đặt lớp phủ đất sét nén, không giữ nước lên trên các bãi thải B để giảm thiểu việc sản sinh ra AMD chảy ra hay thấm qua với lớp bọc bên hông của bãi thải với đá sản sinh ra alkaline ròng để sinh ra thêm alkaline
- phát triển dòng alkaline chảy qua (mô tả bên dưới)
- xử lý thụ động nước thấm qua có axít bằng cách sử dụng chất thải alkaline.

WRD ở Broderick Creek là bãi thải chính còn hoạt động. Công tác xây dựng bắt đầu từ giữa thập niên 1980. Bãi thải được xây dựng trên kênh suối hiện tại được chuyển hóa dần dần thành dòng chảy xuyên qua, hệ thống sản sinh ra alkaline trước khi được đổ bỏ ở bãi đá thải PAF (loại D; Hình 2). Việc này đạt được bằng cách đổ những đá thải khối sản sinh ra alkaline ròng vào dòng suối và để cho những vật liệu lớn chảy từ từ xuống dưới đáy, Nước ở con suối chảy qua những đá thải này, nhận alkaline và đổ ra con sông Savage. Nồng độ của alkaline ở dòng nước chảy ra đã tăng trong khoảng 70–250mg/L do bãi thải ngày càng lớn thêm với sự gia tăng cùng lúc chiều dài đường đi của hệ thống dòng chảy ngang qua. Cũng giống như mỏ hình thấu kính ở phía nam, độ kiềm này góp phần vào việc trung hòa nguồn AMD chưa kiểm soát được còn lại ở sông Savage.

Các thông tin phụ thêm về việc mô tả đặc tính các vật liệu và việc xây dựng các bãi đá thải và hệ thống bao phủ do Hutchison và Brett (2006) cung cấp.



Hình 2: Suối Broderick chảy xuyên qua: mặt cắt ngang được đơn giản hóa để cho thấy đá thải loại A hạt thô sản sinh ra alkaline, đá thải loại C như đất sét bị ảnh hưởng thời tiết và đá thải loại D được PAF bao bọc

Theo dõi hiệu suất

Như được trình bày trong Hình 3, công tác khắc phục được thực hiện từ năm 1937 đã giảm thiểu đáng kể nồng độ đồng qua thời gian ở con sông Savage trực tiếp ở hạ lưu của mỏ (SRbSWRD trong Hình 3 và Hình 4) và về phía dưới hạ nguồn gần chỗ hợp lưu với con sông Pieman (SraSR trong Hình 3). Xin lưu ý là một trục nồng độ logarith đã được sử dụng trong Hình 3 để cho nồng độ trên khắp bốn vị trí có thể được so sánh.

Điều đáng chú ý nhất là, việc chuyển hướng dòng nước thải ở bãi thải phía Bắc đã cho thấy đồng ở 'thượng nguồn' của mỏ giảm thiểu đáng kể (SraPS trong Hình 3).

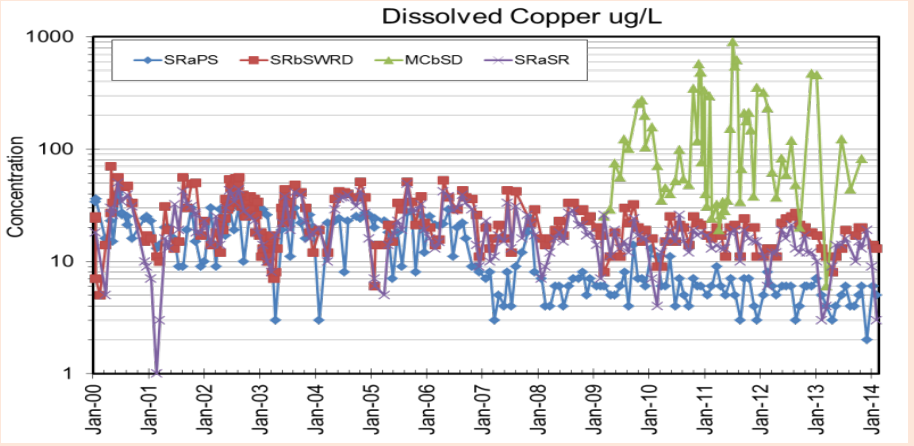
Trong các năm 2012-2013, nồng độ đồng trung bình trong sông Savage trực tiếp ở hạ nguồn của mỏ tại chỗ hợp lưu của sông Savage với Pieman là 26 µg/L. Điều này cho thấy nồng độ đồng hạ giảm đến năm lần tính từ khi bắt đầu chương trình khắc phục, đây là thành quả không nhỏ. Tuy nhiên, nồng độ đồng trung bình vẫn cao gấp năm lần trị số khởi động việc bảo vệ các loài thủy sinh ở 99% mức độ nước cứng (ANZECC–ARMCANZ 2000) cho thấy nhu cầu cần phải thực hiện thêm nhiều việc nữa.

Công tác thử nghiệm độc chất tại những vị trí đặc biệt được hoàn tất vào năm 2001 và 2002 đã thấy rằng mức độ độc chất của đồng đã được giảm xuống bởi canxi và kiềm có trong sông Savage. Công việc này đã thiết lập mức độ đồng nhắm đến trên nhiều mức độ canxi và xác định hai mục tiêu độc chất—một là đủ để bảo vệ cá và các loài cây thủy sinh khỏe mạnh và mục tiêu kia để bảo vệ cho loài động vật thủy sinh không có xương sống nhạy cảm hơn. Kể từ năm 2012, cả hai mục tiêu độc chất này đã đạt được một cách đồng bộ (Hình 4) chứng tỏ tính hiệu quả của công tác khắc phục trong việc giảm thiểu việc đưa AMD vào dòng sông trực tiếp ở hạ nguồn khu mỏ. Sự thành công trong việc đạt được các mục tiêu độc chất này và sự cải thiện chung ở dòng sông đã được chứng minh thêm nữa qua các cuộc thẩm định độc lập sinh học con sông Savage .

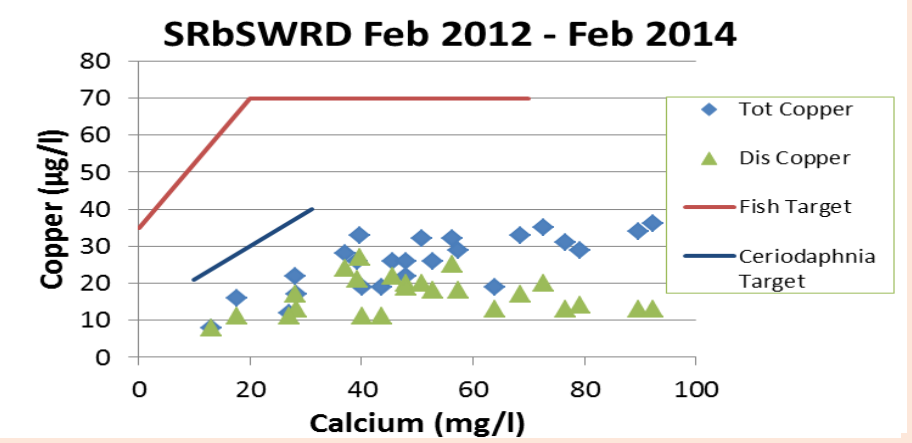
Các chi tiết khác nữa về công tác đã được thực hiện để quản lý các vấn đề AMD tại vị trí và cải thiện chất lượng nước ở hạ nguồn đã được các cuộc tái duyệt toàn diện hồi gần đây cung cấp (Williams và cộng sự 2014).

Cải thiện liên tục

Những cấu trúc tương lai của cơ sở chứa chất thải mỏ mới ở Main Creek, phía nam của đập chứa chất thải mỏ Main Creek hiện tại sẽ thu giữ và trung hòa nước ngấm qua từ bãi thải B và mang đến cho SRRP cơ hội tiếp tục trung hoà thụ động khối axít và kim loại do đập chất thải mỏ cũ sản sinh ra trong thêm 20 năm nữa. Cơ sở chứa chất thải mỏ mới cũng sẽ có đặc tính là bề mặt của bộ phận lọc alkaline và hệ thống chảy qua để cho nước đi xuyên qua tường đập và thu nhận thêm alkaline để đưa vào Main Creek.



Hình 3: Nồng độ đồng tại các vị trí chính từ Tháng Giêng 2000



Hình 4: So sánh tổng số và nồng độ đồng hoà tan vào sông Savage tại bãi đá thải tây nam với các mục tiêu độc chất đặc biệt tại khu mỏ. ARbSWRD=Sông Savage trực tiếp hạ nguồn của mỏ

Kết luận

Sau khi thực hiện Thỏa thuận Goldamere, mối quan hệ giữa chính phủ tiểu bang và Grange (trước đây là ABM) đã không phải luôn luôn suôn sẻ. Những ngày đầu tiên với các thử thách đáng kể, với sự hoài nghi lẫn nhau, xung đột và phán đoán giá trị khác nhau giữa các bên, Grange phải xây dựng lòng tin bằng cách chứng minh họ là công ty hoạt động có thành tích môi trường tốt. Khi làm như vậy, họ đã gặt hái được những lợi ích của Thỏa thuận Goldamere, đã thiết lập được mối quan hệ tốt đẹp lâu dài với chính phủ, và đã khiến cho sự ra đời của hình thức đối tác bình đẳng và những chủ nhân doanh nghiệp mới dễ dàng hơn nhiều một khi trách nhiệm về môi trường có thể được mô tả như là một tài sản đối với doanh nghiệp. Hoạt động lành mạnh về môi trường cũng giúp cho việc tuyển dụng những nhân viên chuyên môn trẻ tuổi dễ dàng hơn nhiều trong bối cảnh của một thế giới cạnh tranh về nhân lực (Kent 2008).

Tiểu bang cũng được hưởng lợi đáng kể. Với con số 23,4 triệu đô-la trong quỹ khắc phục ban đầu (kể cả khoản 13 triệu do Pickands Mather International cung cấp), khoảng 20 triệu đô-la còn lại dành cho các công tác/xử lý trong tương lai khi cuối cùng mỏ sẽ đóng cửa. Trong lúc này, một phần đáng kể của di sản AMD đã được xử lý hay tiếp tục được xử lý một cách thụ động, nêu lên viễn ảnh là con sông Savage cuối cùng có thể được phục hồi thành công và vị trí này được giao lại cho tiểu bang.

THAM KHẢO

ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council) (Hội đồng Môi trường và Bảo tồn Úc và Tân Tây Lan) (1992). *Australian water quality guidelines for fresh and marine waters (Hướng dẫn chất lượng nước ngọt và nước biển Úc),* National Water Quality Management Strategy Paper (Tài liệu Sách lược Quản lý Chất lượng Nước Quốc gia) Số. 4, ANZECC, Canberra.

ANZECC–ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (Hội đồng Môi trường và Bảo tồn Úc Tân Tây Lan) và Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (Hội đồng Quản lý Nông nghiệp và Tài nguyên Úc Tân Tây Lan)) (2000). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality (Hướng dẫn về chất lượng nước ngọt và nước biển Úc Tân Tây Lan): quyển 1: (các hướng dẫn,* chương 1–7, ANZECC và ARMCANZ, Canberra.

Hutchison, BJ, Brett, D (2006). 'Savage River Mine: practical remediation works' (Mỏ Sông Savage: công tác khắc phục thực tiễn), tr. 810–819 trong Barnhisel, RI (ed), Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (Biên bản Hội nghị Quốc tế lần thứ 7 về nước thải đá axít (ICARD), 26–30 March 2006, St Louis MO, American Society of Mining and Reclamation (Hiệp hội Khai thác Hầm mỏ và Phục hồi) (ASMR), 3134 Montavesta Road, Lexington, KY 40502.

Kent, SB (2008). 'Innovative ARD management unleashes the potential of the Savage Riverorebody' (Quản lý Cách tân đem đến các tiềm năng cho thân quặng Sông Savage), tr. 13–26 trong Bell, LC, Barrie, BMD, Braddock, B, McLean, RW (eds), *Proceedings of the Sixth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage, (Biên bản Hội thảo về Nước thải có axít và Kim loại lần Thứ Sáu của Úc)* 15–18 Tháng Tư 2008, Burnie, Tasmania, ACMER, Brisbane.

Williams, DJ, Wilson, GW, Scott, PA, Hutcheson, B, Kent, S, Hughes, A (2014). Savage River Rehabilitation Project (Dự án Phục hồi Sông Savage)—2002 TO 2013, tr. 21–36 trong Miller, H, Preuss, L (eds), Proceedings of the Eighth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage (Biên bản Hội thảo về Nước thải có Axít và Kim loại lần thứ Tám tại Úc), 29 Tháng Tư – 2 Tháng Năm 2014, Adelaide, South Australia.

5.3 Xác định và bảo vệ các giá trị môi trường

5.3.1 Xác định các giá trị

Nước là trọng điểm của phần này, vì nó là phương tiện dễ bị các chất AMD thoát ra khỏi vị trí khai thác ảnh hưởng nhất. Các giá trị về môi trường của nước là các giá trị định nghĩa việc sử dụng cuối cùng của tài nguyên nước. Việc xác định các giá trị này cho một dự án khai thác mỏ là giai đoạn đầu trong việc thẩm định mức độ nguy hiểm do AMD gây ra và mức độ của các hành động quản lý có thể cần để giảm thiểu nguy cơ xuống đến một mức độ chấp nhận được. Bất kể phạm vi quyền hạn tư pháp, việc xác định sớm và hiệu quả các giá trị này là những điều đáng quan tâm nhất đối với các nhà giám sát và cộng đồng địa phương và sự triển khai các sách lược để giải quyết những quan tâm này, giảm bớt khả năng kế tiếp của những thiệt hại về danh tiếng hay thử thách đối với dự án.

Lấy tỷ dụ các giá trị của nước có thể được định nghĩa cho sự duy trì một hệ sinh thái hoạt động (tỷ dụ như giá trị đời sống hoang dã hay thủy sản) hay một phương tiện công cộng (như tưới tiêu) hay sức khỏe con người (thí dụ có thể uống được). Việc sử dụng nước ngầm có thể khó định nghĩa nhưng nên được bao gồm việc xem xét bảo vệ các động vật sống trong nước ngầm (stygofauna) (nếu có), hệ sinh thái tùy thuộc vào nước ngầm (như nước suối) cũng như nước uống được và những sử dụng trong công nghiệp nếu có liên quan.

Những nguyên tắc chỉ đạo liên quan đến việc xác định giá trị của nước và sự lựa chọn tiếp theo của tiêu chuẩn chất lượng nước nên là sự bảo tồn những giá trị cao nhất được thỏa thuận trong hiện tại hay tương lai. Hậu quả là các hoạt động khai thác mỏ không nên để dẫn đến sự xuống cấp chất lượng nước trên mặt đất hay nước ngầm sẽ ngăn cản việc bảo trì giá trị chất lượng nước cao nhất được thỏa thuận với các bên có quyền lợi liên quan hay nếu không, bị buộc phải tuân thủ (Batley và cộng sự 2003). Điều này không có nghĩa là không có những thay đổi có thể đo lường được đối với các thông số chất lượng nước, mà đúng hơn là mức độ thay đổi không nên dẫn đến việc xuống cấp chất lượng nước đến điểm mà các giá trị về môi trường có những nguy cơ đáng kể. Nguyên tắc này đồng nhất với những yêu cầu của chính phủ và các kỳ vọng của những bên có quyền lợi liên quan khác, cũng như nguyện vọng về tính bền vững của những công ty khai thác hầm mỏ hàng đầu. Nó cho phép sự linh động trong việc áp dụng hay rút ra từ những giá trị hướng dẫn chất lượng nước dựa trên điều kiện căn bản địa hoá học và xã hội/môi trường liên quan đến một vị trí mỏ đặc biệt nào.

Một số các giá trị môi trường đã được định nghĩa đặc biệt trong *Australian water quality guidelines (Hướng dẫn về chất lượng nước)* (ANZECC–ARMCANZ 2000a). Chúng bao gồm cả hệ sinh thái thủy sinh; các ngành công nghiệp cơ bản (tưới tiêu và sử dụng nước tổng quát, nước uống cho gia súc, nuôi trồng thủy sản và việc tiêu thụ của con người đối với thực phẩm thủy sinh); giải trí và thẩm mỹ; các giá trị văn hoá và tinh thần của nước uống; và việc sử dụng trong kỹ nghệ, và hướng dẫn về tiêu chuẩn nước để bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh, giá trị của các ngành công nghiệp cơ bản và thẩm mỹ có được. Những thông tin thêm về nguồn gốc của hướng dẫn về chất lượng nước và những ứng dụng của nó được cung cấp dưới đây. Các tiêu chuẩn cần hội đủ về tiêu chuẩn nước uống được trình bày trong *Australian drinking water guidelines (Hướng dẫn của Úc về nước uống)* (NHMRC–NRMMC 2011). Các tiêu chuẩn để quản lý nước bị AMD ảnh hưởng được sử dụng vào mục đích giải trí, chẳng hạn như các hồ mỏ, có trong *Guidelines for managing risk in recreational water (Hướng dẫn quản lý nguy cơ trong nước giải trí)* (NHWRC 2008).

Nói chung, những hướng dẫn về việc bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh thường nghiêm ngặt hơn đối với nước uống, là thứ mà chính nó lại nghiêm ngặt hơn nước dùng cho các ngành công nghiệp cơ bản và giải trí. Không có hướng dẫn nào về chất lượng nước cho việc sử dụng công nghiệp, được xác định trên cơ sở từng trường hợp một. Các giá trị chất lượng nước về văn hoá và tinh thần cũng không được định nghĩa và nên được xác định với sự tham khảo của các nhóm xã hội có liên quan.

Trong mọi trường hợp, giá trị và mức độ bảo vệ hệ quả nên được định nghĩa bằng cách thảo luận với các nhóm có quyền lợi liên quan trước khi việc khai thác mỏ bắt đầu, để cho các yếu tố nguy cơ của dự án có thể được định nghĩa đầy đủ. Hoạt động khai thác mỏ các loại–ở các khu vực nguyên sinh và các vị trí đã khai thác cùng các khu di sản–cần phải thực hiện tiến trình này.

5.3.2 Hướng dẫn về việc bảo vệ các giá trị môi trường

Nếu việc bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh được thỏa thuận ở giá trị cao nhất thì hướng dẫn bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh để bảo tồn tính đa dạng của sinh vật thủy sinh và chức năng của hệ sinh thái (ANZECC–ARMCANZ 2000a) là những thứ chắc chắn sẽ được các cơ quan giám sát áp dụng trước hết trên toàn khắp nước Úc và Tân Tây Lan để xác định các mục tiêu quản lý hay tuân thủ đối với nguồn nước có thể bị AMD ảnh hưởng (Batley và cộng sự 2003). Tuy nhiên vì khuôn khổ của ANZECC–ARMCANZ (2000a) được đánh giá cao trên thế giới, nó có thể được dự kiến là việc áp dụng của một phương pháp như vậy sẽ được coi là thuận lợi trong các phạm vi quyền hạn tư pháp khác.

Bảng 3.4.1 trong ANZECC–ARMCANZ (2000a) tóm tắt các hướng dẫn chất lượng nước đối với nước ngọt và hệ sinh thái hải dương. Các hướng dẫn về tưới tiêu, sử dụng tổng quát, nước uống cho gia súc, nuôi trồng thủy sản, sử dụng vào mục đích giải trí và thẩm mỹ đều có trong ANZECC–ARMCANZ (2000c).

Tiêu chuẩn hướng dẫn chất lượng nước được liệt kê trong ANZECC–ARMCANZ (2000a) được trình bày trong bối cảnh của một số các loại có giá trị chung, phản ánh mức độ bảo vệ cần thiết để chấp nhận được những giá trị đó. Một khuôn khổ cũng được cung cấp cho một phương pháp cách tân dựa trên nguy cơ có thể được áp dụng để rút ra những tiêu chuẩn chất lượng nước để bảo vệ những giá trị đặc biệt ở địa phương.

Những trị số nồng độ được liệt kê trong ANZECC–ARMCANZ (2000a) được định nghĩa là những 'trị số kích hoạt'. Trong thực hành, trị số kích hoạt được đặc biệt so sánh với nồng độ của những chất hòa tan đo được trong các mẫu nước lọc. Chúng được thiết kế để nếu bị vượt quá nó sẽ kích hoạt việc mở các cuộc điều tra thêm nữa và/hay các hành động quản lý. Một sự vượt quá các trị số hướng dẫn ở một mức nhỏ, tự nó không có nghĩa là có các tác động có hại đã xảy ra, do bởi người ta đã tính một mức độ thận trọng đối với nguồn gốc của trị số. Nếu một trị số kích hoạt bị vượt quá ở một thủy lộ bị ảnh hưởng bởi việc xả thải AMD, khi ấy hành động quản lý đầu tiên phải là ngưng việc vượt quá đó bằng cách ngăn việc xả thải hay xử lý nguồn nước. Hành động thứ nhì và tiếp theo phải là xác định ra liệu một tác động có hại đã xảy ra chưa vì hậu quả này là một trong những điều mà các nhà giám sát hay các bên có quyền lợi liên quan chú ý nhất.

Do bởi hệ sinh thái thủy sinh có thể tiêu biểu giá trị sử dụng nước cao nhất bị AMD ảnh hưởng tại Úc, các thảo luận thêm về mức độ bảo vệ khác nhau được rút ra và bảo đảm được áp dụng. Giá trị hướng dẫn chất lượng nước thường nghiêm ngặt hơn nhiều các giá trị sử dụng khác, vì vậy nếu giá trị hệ sinh thái thủy sinh được bảo vệ khi ấy những giá trị chất lượng nước ít đòi hỏi hơn có thể cũng được bảo vệ.

Những hướng dẫn chất lượng nước cung cấp cho ba mức độ bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh để chịu đựng được sự tiếp xúc (thường xuyên) với những thứ có thể là độc chất:

- hệ sinh thái bảo tồn cao/giá trị sinh thái (99% các loài được bảo vệ)
- hệ sinh thái bị xáo trộn nhẹ/trung bình (95% các loài được bảo vệ)
- hệ sinh thái bị xáo trộn nặng (80–90% các loài được bảo vệ)

Các hướng dẫn trị số kích hoạt có thể được chỉ định ở mức 95% đối với nhiều các khu mỏ chưa khai thác bởi vì hệ sinh thái ở đây có thể bị xáo trộn từ nhẹ đến trung bình. Mức bảo vệ thấp hơn, thí dụ như 90% hay ngay cả 80% có thể được cân nhắc cho những nơi đã bị xáo trộn trước đây, chẳng hạn như chăn thả gia súc hay khai thác mỏ lịch sử với hậu quả là giá trị chất lượng nguồn nước vốn đã bị hạ thấp. Mức độ bảo vệ được chỉ định sẽ cần được thảo luận và thỏa thuận với các bên có quyền lợi liên quan vì điều này quyết định giá trị hướng dẫn chất lượng nước sẽ được áp dụng.

Những trị số hướng dẫn được bắt nguồn từ định lượng sinh học–dữ liệu đáp ứng liên quan và chắc chắn nhất có được. Tuy nhiên, do cần thiết, chúng phải tổng quát. Do đó, chúng có thể bảo vệ quá mức (hay ngay cả không bảo vệ đủ) trong một số điều kiện. Khuôn khổ ANZECC–ARMCANZ (2000a) cung cấp những công cụ để thay đổi các giá trị chung trong đó có lưu ý đến các điều kiện khu vực, địa phương hay ngay cả tại khu mỏ (chẳng hạn như xả thải vào các sông hay hồ riêng biệt nào). Lấy tỷ dụ, những yếu tố đã được thay đổi (nếu có) có thể được áp dụng vào việc lưu ý đến độ pH và độ cứng của nước ở địa phương. Mức độ dung nạp của các chủng loại thủy sinh ở địa phương đối với một số độc chất đặc biệt cũng có thể được xem xét. Tuy nhiên đây có thể là một tiến trình kéo dài và tốn kém khi thực hiện. Các thí dụ đặc biệt về nguồn gốc của những hướng dẫn về chất lượng nước ở địa phương được cung cấp trong van Damet và cộng sự (2014).

Những giá trị hướng dẫn bắt nguồn từ định lượng–quan hệ đáp ứng đối với việc tiếp xúc lâu dài với các độc chất. Tuy nhiên chúng không ẩn chứa việc giải quyết hiệu quả của sự khuếch đại sinh học, là khi mà nồng độ của độc chất gia tăng trong dây chuyền thực phẩm. Như vậy giá trị hướng dẫn chất lượng nước bảo vệ sự khỏe mạnh của các vi sinh vật ở mức độ dinh dưỡng thấp có thể không bảo vệ sức khỏe của vi sinh vật (thủy sinh hay trên cạn) ở mức độ bổ dưỡng cao hơn. Do đó cần phải xem xét đặc biệt khi thẩm định nguy cơ do AMD gây ra chứa một hay nhiều nguyên tố Hg, Se, CF và liệu có cần áp dụng việc thêm vào yếu tố an toàn hay không (ANZECC–ARMCANZ 2000b).

Xin lưu ý là giá trị hướng dẫn được trình bày trong ANZECC–ARMCANZ (2000b) đối với yếu tố kích thích hoá lý trong vùng (pH, độ mặn, nhiệt độ, độ đục, nồng độ chất bổ dưỡng và ôxy hòa tan) không kết hợp chút nào vào trong các dữ liệu thử nghiệm độc chất. Thay vào đó chúng tiêu biểu cho 80% của một số các bộ dữ liệu lịch sử thu được trên toàn khắp khu vực. Do đó, nó phải được giả định là sự kết dính vào những giá trị bắt nguồn từ khu vực phải đồng nhất với việc bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh ở mức độ thỏa thuận cho một dự án.

Dữ liệu chất lượng nước trên mặt từ địa điểm cơ bản (tham khảo) (lấy mẫu trước khi xáo trộn và/hay ảnh hưởng của việc khai thác mỏ lên dốc) phải được sử dụng để thông báo các mục tiêu và tiêu chuẩn chất lượng nước để tuân thủ trong lúc hoạt động hay đóng mỏ. Một cách lý tưởng, những địa điểm được tham khảo như thế phải được theo dõi cùng lúc với các địa điểm có thể bị ảnh hưởng bởi hoạt động khai thác mỏ cho phép có những thay đổi tự nhiên ở thượng nguồn trong chất lượng của nước để phân biệt với những gì do sự khai thác hầm mỏ gây ra.

Việc duy trì giá trị chất lượng nước phải được xem xét không chỉ trong giai đoạn hoạt động khai thác mỏ mà còn cả sau khi đã đóng mỏ một thời gian dài. Các mục tiêu thích hợp và biện pháp thực hiện phải được định nghĩa trong tiêu chuẩn đóng mỏ. Các hướng dẫn về loại theo dõi hoạt động và đóng mỏ cần thiết được trình bày ở Phần 9.

Nước trên mặt đất và nước ngầm của vùng lưu vực chứa các tài nguyên khoáng chất thường cho thấy nồng độ chất hòa tan căn bản cao do bởi nguồn gốc địa chất của chúng. Như thế từ một thẩm định nguy cơ AMD và quan điểm quản lý, chất lượng nước ở địa phương có thể độc nhất đối với mức độ hướng dẫn chất lượng nước đặc biệt ở khu mỏ có thể cần đến (McCullough & Pearce 2014) để tránh việc áp dụng, theo mặc định, những tiêu chuẩn bảo vệ ít tổng quát và không thực tế. Trong bối cảnh này, sự so sánh đầu tiên sẽ được đưa ra một cách tiêu biểu bởi các bên có quyền lợi liên quan với tiêu chuẩn hướng dẫn chất lượng nước mặc định được áp dụng đến mức bảo vệ được thỏa thuận. Những biến thể đặc biệt ở khu mỏ chỉ có thể được xem xét trên cơ sở chất lượng của những bằng chứng có được (thí dụ như một bộ dữ liệu căn bản chắc chắn về chất lượng nước trước khi khai thác, hay sự phong phú và đa dạng dữ liệu đối với các sinh vật thủy sinh ở địa phương).

Các phương pháp thay thế khác để theo dõi và quản lý chất lượng nước có thể cần phải có khi các dữ liệu cơ sở không có và/hay khi các loại đặc biệt của hệ sinh thái thủy sinh với đặc tính độc nhất cần thiết để áp dụng những thứ khác hơn là các hướng dẫn tổng quát để bảo vệ chống lại nguy cơ độc chất AMD. Trong những trường hợp như vậy việc thẩm định sinh thái độc tố sử dụng nước mỏ liên quan và các chủng loại địa phương có thể phải cần đến.

Thẩm định phương thức tiên tiến của tác động có thể có của việc xả thải nước bị nhiễm AMD vượt ra ngoài việc chỉ báo cáo và tuân thủ với hướng dẫn chất lượng nước mặc định đã được thỏa thuận với các bên có quyền lợi liên quan. Nó sẽ gồm cả việc triển khai và báo cáo nhiều đường của phương pháp chứng cứ (kể cả các chỉ dấu sinh học nếu thích hợp) để chứng minh việc thiếu tác động hay nguy cơ đáng kể.

5.4 Khuôn khổ thẩm định nguy cơ AMD với môi trường

5.4.1 Định nghĩa hiểm họa do AMD gây ra

Việc thẩm định nguy cơ AMD ở Úc sẽ hầu như luôn luôn được hướng về việc bảo vệ những nơi tiếp nhận về môi trường vì đây là những nơi tiếp nhận đặc biệt nhạy cảm nhất. Tuy nhiên, những giao tiếp với các bên có quyền lợi liên quan phải được sử dụng như là cơ hội để thảo luận về những phương diện đặc biệt ở khu mỏ (thí dụ kỹ thuật, môi trường, luật pháp, công ty, tài chánh, pháp định và xã hội) cũng cần được giải quyết trong thẩm định nguy cơ.[33]

Thẩm định nguy cơ môi trường là công cụ hữu ích để hiểu và quản lý nguy cơ AMD khi nó xem xét mô hình chất ô nhiễm–vận chuyển–tiếp nhận (contaminant–transport–receptor - CTR) định nghĩa khả năng ô nhiễm AMD ảnh hưởng đến những nơi tiếp nhận đã được định nghĩa (Hình 18). Trong mô hình CTR, những nguy cơ về môi trường từ AMD có thể được giảm thiểu bằng những sách lược ngăn chặn sự ô nhiễm bắt đầu; bằng sự không có đường vận chuyển đáng kể từ nguồn đến nơi tiếp nhận môi trường; hay bằng sự hiện diện của chỉ nơi tiếp nhận có giá trị thấp (hay dung nạp).

Tiếp theo sự xác định tầm cỡ có thể có của nguồn AMD, vị trí có thể tiếp nhận về môi trường phải được xác định và các giá trị của chúng được định nghĩa với sự tham khảo các bên có quyền lợi liên quan. Các con vật trên mặt đất cũng cần được cân nhắc như là vật tiếp nhận trong cuộc phân tích này vì chúng có thể là yếu tố tích lũy sinh học và /hay khuếch đại sinh học (thí dụ như Cd, Hg và Se) bằng cách tiêu thụ nước, các sinh vật thủy sinh và cây cỏ. Tương tự, sự ô nhiễm đất bởi AMD cũng cần được thẩm định như nguồn thực vật và động vật trên đất liền.[34] Sự tích tụ các yếu tố sinh ra từ AMD trong 'thức ăn hoang dã' cũng có thể ảnh hưởng đến sức khỏe của người tiêu dùng thổ dân. Hậu quả là đường ô nhiễm này phải được kể vào trong thẩm định nguy cơ nếu có liên quan. Bảng phụ lục B5 của Biện pháp Bảo vệ Môi trường Quốc gia tại các Vị trí bị Ô nhiễm (NEPM) đối phó với sự thẩm định các nguy cơ về sinh thái, đề ra một phương thức thẩm định sự ô nhiễm đất và nước có thể gây ra bởi sự xả thải AMD tại các vị trí mỏ.[35]

Một khi các vật tiếp nhận và giá trị của nó được định nghĩa, các cơ chế vận chuyển hiện tại và tương lai cũng cần phải được xem xét thật kỹ lưỡng. Những đường hướng để mở các cuộc hội thảo làm việc với ban chủ trì đa ngành gồm các chuyên viên nội bộ và bên ngoài có thể rất ích lợi để tạo dựng một sự hiểu biết rõ ràng về nguy cơ bị ô nhiễm. Sự triển khai của nhóm này về một sơ đồ khái niệm để định nghĩa nguồn ô nhiễm, cơ chế vận chuyển và những nơi có thể tiếp nhận AMD trên toàn khu mỏ là một bước quan trọng để sắp đặt các cuộc thảo luận thêm về tầm cỡ có thể có của nguy cơ, và liệu nó có cần phải được giảm thiểu hay không.

33 Xem Phần 10: Truyền đạt vấn đề AMD với các bên có quyền lợi liên quan và các nhà đầu tư.

34 Xem Phụ lục 1.

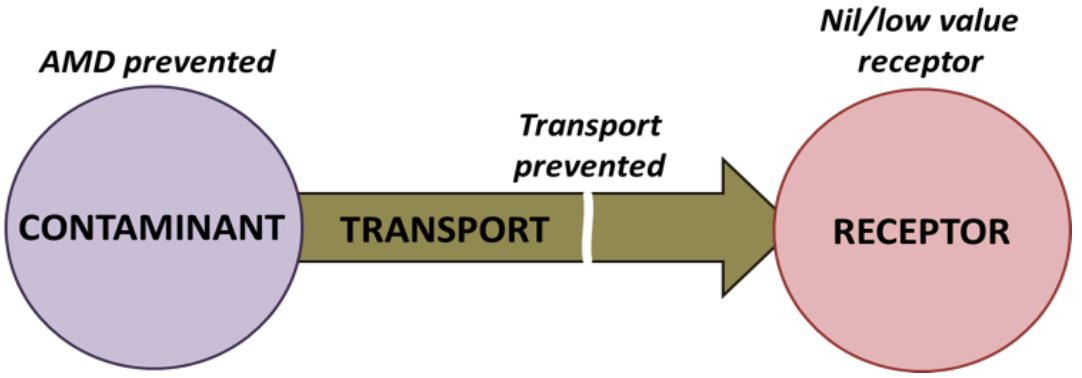
35 http://www.scew.gov.au/system/files/resources/93ae0e77-e697-e494-656f-afaaf9fb4277/files/7-ecological-risk-assessment.pdf.

Khả năng tiến trình vận chuyển cũng cần được cân nhắc đối với các sự kiện lượng mưa của ít nhất 1:100 khoảng thời gian trả lại hằng năm trong thời gian hoạt động của mỏ. Một thời gian hoàn trả lại tương đối lâu dài (thí dụ như các trận lụt tối đa, hay PMF) có thể cần được xem xét cho kế hoạch đóng cửa mỏ, dù rằng khu mỏ sẽ luôn luôn cần được duy trì hiệu suất mà không có sự can thiệp quản lý tích cực trong khung thời gian dài này (Logsdon 2013). Hai loại tiến trình cần được cân nhắc.

- xả trôi ngay tức khắc bằng một sự kiện thời tiết nào các sản phẩm AMD chứa tại hiện trường (thí dụ trong một ao hồ)
- sản phẩm thấm qua được làm chậm lại sau một sự kiện.

Tiến trình thứ nhì được thúc đẩy bởi sự thấm qua của nước mưa xâm nhập qua các chất thải có chứa các sản phẩm ôxy hoá hòa tan. Sự trì hoãn trong hệ thống đáp ứng có thể có nghĩa là AMD với sức mạnh cao có thể được đưa vào thủy lộ khi nước rút đi mà không hòa tan đáng kể.

Hình 18: Mô hình chất ô nhiễm–vận chuyển–nơi tiếp nhận để thẩm định nguy cơ AMD



5.4.2 Thẩm định nguy cơ AMD

Việc thẩm định nguy cơ có thể được sử dụng để đánh giá và xếp thứ hạng tầm cỡ của hiểm họa AMD đặc biệt. Nói chung việc thẩm định nguy cơ có thể được thực hiện trong các buổi hội thảo làm việc sử dụng, tối thiểu, các nhân viên nội bộ với mức độ hiểu biết về dự án và bối cảnh xã hội môi trường ngoài hiện trường và công ty. Các nhân viên thuộc các phân ban môi trường, thủy địa học và giao tiếp cộng đồng cũng cần được tham gia vào. Các cố vấn từ các chuyên viên bên ngoài cũng thường được cần đến khi mà những chuyên môn đặc biệt không có được từ các nhân viên nội bộ hay khi mà nguy cơ AMD có thể cao hay khi vấn đề có liên quan đến kỹ thuật phức tạp.

Một khuôn khổ ví dụ về thẩm định nguy cơ AMD được trình bày ở Bảng 10. Bên cạnh yếu tố nguy cơ thường lệ của tình trạng có thể xảy ra và hậu quả, các chi tiết về độ lớn không gian và thời gian kéo dài có thể xảy ra của hiểm họa đã được kết hợp.

Bảng 10: Thí dụ về loại yếu tố nguy cơ và sự đánh giá cuối cùng

TRỌNG LƯỢNG	KHẢ NĂNG	HẬU QUẢ	MỨC ĐỘ	THỜI GIAN	XẾP HẠNG	PHÂN LOẠI
1	Hiếm	Không đáng kể	Ngay lập tức	Ngày	1-4	Rất thấp
2	Không thể	Nhỏ	Chung quanh	Tháng	*5-36*	*Thấp*
3	Có thể	Đáng kể	Địa phương	Năm	37-144	Trung bình
4	Rất có thể	Quan trọng	Lưu vực	Thập niên	145-400	Cao
5	Hầu như chắc chắn	Tai họa	Khu vực	Thế kỷ	400-625	Quá mức

Trong thí dụ này, trọng lượng được chỉ định trên một thang biểu từ 1 đến 5 (thấp nhất đến cao nhất). Tuy nhiên bất kỳ thang biểu nào cũng có thể được sử dụng miễn là nó đồng nhất và được định nghĩa rõ ràng trước khi sử dụng. Toàn bộ sự xếp hạng nguy cơ được bắt nguồn từ sự nhân liên tiếp mỗi cân nặng loại thành phần. Như thế mức xếp hạng tối đa nguy cơ có thể có trên khắp bốn cột ở bảng 10 là 325 (tức là 5 x 5 x 5 x 5). Sau khi giảm thiểu, mục đích là để giảm bớt nguy cơ qua việc hạ giảm giá trị của một hay nhiều giá trị loại thành phần.

Ma trận thẩm định nguy cơ có thể được sử dụng để thẩm định tính hiệu quả có thể có của sách lược quản lý để giảm bớt hay ngay cả để tránh nguy cơ AMD đối với các nơi tiếp nhận xã hội và/hay môi trường. Bảng 11 là thí dụ đã được lập ra bằng cách sử dụng cân nặng được định nghĩa trong Bảng 10.

Bảng 11: Thí dụ về thẩm định nguy cơ, kể cả nguồn gốc ban đầu của việc xếp hạng nguy cơ và hiệu quả của sách lược quản lý có thể có khi đóng mỏ để giảm thiểu sự góp phần của các thành phần vào nguy cơ ban đầu.

MÔ TẢ NGUY CƠ HIỂM HỌA BAN ĐẦU: NƯỚC THẤM CỦA AMD TỪ PAF TRONG WRD				
CÓ THỂ	**HẬU QUẢ**	**MỨC ĐỘ**	**THỜI GIAN**	**NGUY CƠ**
Có thể (dự kiến AMD thấm qua do sử dụng vật liệu phủ không tốt)	Nhẹ (Không có nơi tiếp nhận nhạy cảm có thể bị ảnh hưởng)	Nhẹ (không có nơi tiếp nhận nhạy cảm có thể bị ảnh hưởng)	Nhẹ (không có nơi tiếp nhận nhạy cảm có thể bị ảnh hưởng)	Trung bình
4	**2**	**2**	**5**	**80**

BẢNG MÔ TẢ NGUY CƠ ĐƯỢC TÁI DUYỆT: GIẢM THIỂU BẰNG NƯỚC WRD THẤM TRỰC TIẾP VÀO VÙNG LƯU VỰC BỐC HƠI ĐƯỢC THIẾT KẾ CHO SỰ KIỆN PMF				
RẤT CÓ THỂ	**HẬU QUẢ**	**MỨC ĐỘ**	**THỜI GIAN**	**NGUY CƠ DƯ LƯỢNG**
Rất có thể (dự kiến AMD thấm qua do sử dụng vật liệu phủ không tốt)	Nhỏ (Không có nơi tiếp nhận nhạy cảm có thể bị ảnh hưởng)	Ngay tức khắc (ít vận chuyện khỏi hiện trường)	Dài (hằng thế kỷ hay nhiều hơn có thể sản sinh ra AMD)	Thấp
4	**1**	**1**	**5**	**20**

Khả năng tác động tích lũy từ các nguồn hiện hữu trước đây của nước thải mỏ nằm ở nơi khác trong lưu vực của khu mỏ đang được khai thác cũng phải được xem xét trong khuôn khổ cuộc thẩm định nguy cơ. Các tổ chức giám sát đang ngày càng quan tâm hơn về vấn đề ở lưu vực sông có nhiều nguồn chất hòa tan đổ vào (Phần 8.4)

6.0 QUẢN LÝ VẬT LIỆU SUNPHÍT ĐỂ NGĂN NGỪA AMD

Các ý chính

- Chủ động giảm thiểu nguồn AMD (tức là ngăn chặn) thì tốt hơn kiểm soát hay xử lý để quản lý nguy cơ AMD.
- Chọn lựa sách lược giảm thiểu và kiểm soát AMD tối ưu đặc biệt cho các khu mỏ.
- Phương pháp chấm dứt-đổ bỏ của cấu trúc đã dẫn đến kết quả WRD là yếu tố nguy cơ AMD duy nhất và lớn nhất tại nhiều khu mỏ.
- Việc xác định tiếp diễn và tách rời chất thải sản sinh ra AMD, kết hợp với việc bao phủ trung gian và nén giữa các khoảng cách (cấu trúc từ mặt đất lên) là sách lược ngăn ngừa AMD hiệu quả cho WRD.
- Thực hiện đường tắt trong việc thải bỏ chất thải có thể tiết kiệm được chi phí trước mắt nhưng có thể phải trả giá đáng kể bằng các chi phí quản lý chất lượng nước và hậu quả AMD lâu dài. Cần phải có sự điều hợp chặt chẽ giữa những người bảo quản mô hình khối AMD và những nhà hoạch định mỏ để giảm thiểu nguy cơ này.
- Sự giảm thiểu nguy cơ dài hạn AMD đối với đá và chất thải mỏ còn lại trên mặt đất đòi hỏi phải có cấu trúc hệ thống bao phủ kỹ thuật bền vững để giảm thiểu sự xâm nhập của ôxy và/hay giảm thiểu lưới thấm qua của nước mưa.
- Thiết kế theo phương thức tiên tiến để chứa các chất thải mỏ sunphít phải tối đa hoá sự bão hoà bền vững của các khối chất thải nếu có thể được, sao cho sự toàn vẹn địa hoá học của khối vật liệu có thể được duy trì trong một thời gian dài.

Các sách lược quản lý AMD nằm trong ba loại chính:

- giảm thiểu sự ôxy hoá và vận chuyển các sản phẩm ôxy hoá
- kiểm soát để giảm thiểu các khối ô nhiễm thoát ra môi trường
- xử lý một cách chủ động hay thụ động để nước có thể tái sử dụng hay xả thải

Loại hai và ba cũng có thể áp dụng cho tất cả các loại vật liệu mỏ được khai thác có thể sản sinh ra nước thấm gây ra các tác động có hại cho môi trường tiếp nhận. Từ quan điểm giảm thiểu nguy cơ và bền vững, giảm thiểu khối lượng các chất thải có vấn đề sản sinh ra và bao bọc hiệu quả được ưa thích hơn để kiểm soát, và rồi chính nó lại được ưu tiên hơn là xử lý. Phần này mô tả các sách lược giảm thiểu và kiểm soát WRD, TSF và các hồ mỏ cùng nhận định về các vấn đề đặc biệt tại các khu mỏ đã khai thác và khu di sản. Việc xử lý AMD được giải quyết ở Phần 7.[36]

36 Đối với một cuộc thảo luận kích thích suy nghĩ của những vấn đề rộng lớn hơn trong phần này, xem Wilson (2008).

Việc xác định ra những sách lược giảm thiểu và kiểm soát tối ưu đối với một vị trí đặc biệt nào sẽ tùy thuộc vào khí hậu; địa hình; phương pháp khai thác mỏ; loại vật liệu (thí dụ như đá thải, chất thải mỏ, đá vách và đống vật liệu gạn lắng); đất và loại đá, khoáng vật học và các tài nguyên trung hòa có sẵn; và mối quan hệ qua lại giữa các yếu tố này (Miller 2014). Việc đổ bỏ một cách chọn lọc và bao bọc các vật liệu thải dựa trên những đặc tính vật lý và sản sinh ra AMD đã được biết trước và các mô tả về nguy cơ thường là cách thực hành được ưa thích hơn trong hoạt động khai thác mỏ.

6.1 Quản lý bãi đá thải để giảm thiểu AMD

6.1.1 Các suy xét tổng quát

Các hướng dẫn về xây dựng dưới đây đề cập đến vật liệu PAF (có thể sinh ra axít). Từ này áp dụng cho tất cả các loại đá thải có nguy cơ AMD cao, kể cả có khả năng NMD và SD do kết quả của sự ôxy hoá các sunphít có chứa trong vật liệu. Để bảo đảm sự ổn định lâu dài và hiệu suất tổng quát của một WRD, cần phải biết các đặc tính địa kỹ thuật cũng như địa hoá học đối với các đá và các vật liệu khác được sử dụng để xây dựng. Trong Hướng dẫn GARD có thêm nhiều thông tin về việc mô tả đặc tính và các đặc tính của những vật liệu này trong phần đề cập đến thiết kế bao phủ có ở Phần 6.3 và trong trường hợp nghiên cứu 6 và 7 trong phần này.

Đối với các WRD trên mặt đất kể cả những thứ có trong các cấu trúc lấp đầy thung lũng, PAF hay những đá thải có khả năng hòa tan cao phải được xác định và quản lý thích hợp ngay từ đầu hoạt động. Loại chất thải này phải được đổ bỏ một cách chọn lọc và bao bọc bởi các vật liệu lành tính AMD (nguy cơ AMD hay chất thải NAF thấp và/hay đá thải có quá nhiều ANC) (xem Hình 19). Loại đá được đề nghị dùng để bao bọc cũng phải được xác định đặc tính để xem nó có khả năng sản sinh ra NMD và/hay SD hay không do bởi những vật liệu này tự nó cũng có thể là những nguồn nguy cơ AMD rất đáng kể. Nguy cơ AMD do một loại chất thải gây ra và cách thức nó được quản lý phải được dựa trên khả năng khối hoà tan thay vì chỉ dựa trên độ pH được tiên đoán.

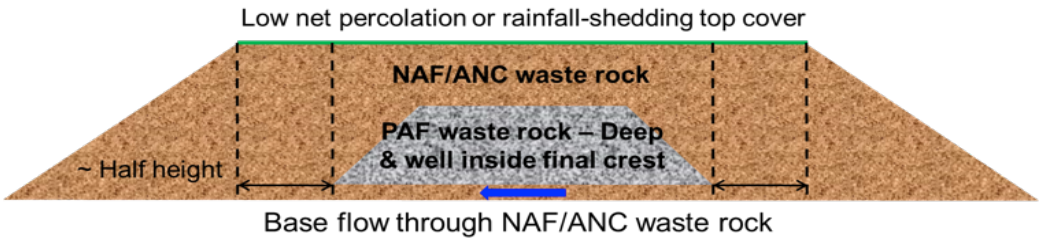
Việc đưa vào nước rỉ ra hay nước ngầm ở gần mặt đất của WRD là một hiểm họa có thể xảy ra và phải được kiểm soát. Sách lược quản lý hiệu quả nhất để giới hạn sự xâm nhập dòng chảy trên mặt đất vào WRD là chặn nước mưa sạch chảy đi bằng cách làm đổi hướng nước thải nằm ở dốc lên của WRD.

Tùy theo địa hình của khu vực có dấu vết của WRD, một lớp đệm NAF và/hay đá thải AC (tiêu thụ axít) cũng có thể cần phải được đổ trước để cung cấp một dòng chảy không bị ô nhiễm cho nước mưa rỉ từ thượng nguồn của đống đá thải.[37] Nếu không, dòng nước chảy ra có thể tìm đường dọc kênh nước thải đã bị chôn và các dòng nước bên dưới đống. Cũng có thể cần phải có một lớp phủ kín bên trên dòng nước thải đã được chôn để hạn chế khả năng có thể chuyển dịch của nước thấm bị ô nhiễm từ lớp đá thải PAF được đổ bên trên. Hoặc là NAF thoát tự do và/hay đá thải AC có thể được đưa lên hết chiều cao lên trên đường nước thải tự nhiên, mặc dù điều này cần một lượng lớn đá thải không bị ô nhiễm.

Trường hợp có thể được, đá thải sunphít có nguy cơ AMD cao không được để cho lắng cặn để có thể nằm bên dưới sườn bên ngoài của WRD, vì các sườn dốc này rất khó bít kín và sẵn sàng để cho ôxy xâm nhập và nước mưa thấm qua. Việc bao phủ rộng bên hông (Hình 19) bằng đá thải NAF hay AC là cần thiết để cho bất kỳ lượng nước mưa thâm nhập bên hông vào suòn đang hoạt động và cuối cùng sẽ không giao với PAF hay khối đá thải có khả năng hoà tan cao. Phần trên cùng của đống chất thải đang được xây dựng, và với các vật liệu có nguy cơ AMD cao nằm ở giữa, phải được bao phủ dần dần giữa các khoảng cách bởi một lớp nén đá thải NAF hay AC. Lý tưởng nhất là các việc này nên được làm trước mỗi mùa mưa để hạn chế nước mưa thâm nhập vào đá thải PAF trong lúc hoạt động và để giảm bớt thời gian bị ôxy hoá. Lúc đóng mỏ, lưới thẩm thấu thấp hay nước mưa phân thủy, lớp phủ không bị ô nhiễm cần có trên lớp trên cùng phẳng và trên bất kỳ lớp vỉa lắng cặn nào.

37 Xem trường hợp nghiên cứu Sông Savage ở Phần 5.

Hình 19: Bao bọc chất thải dễ phản ứng hạt thô



Khả năng bao bọc PAF đầy đủ hay đá thải khối hoà tan cao (NMD hay SD) là một chức năng của tỷ lệ PAF với đá thải NAF/AC và thay đổi trong tỷ lệ đó khi công việc khai thác mỏ được xúc tiến. Nói chung, các đá được khai thác ở mỏ nằm bên trên mực nước ngầm sẽ ôxy hoá theo thời gian địa chất và bất kỳ đá thải PAF nào có thể sẽ được trích suất từ bên dưới mực nước ngầm do bởi sự thiếu tiếp xúc với ôxy ở độ sâu như vậy. Đá thải Alkaline có thể được sinh ra cả bên trên và bên dưới mực nước ngầm. Đá thải oxýt hóa sẽ đặc biệt được đưa ra khỏi mỏ trước và đá thải PAF sau đó, mặc dù có nhiều thí dụ cho thấy không phải như vậy.

Các mỏ lộ thiên thoạt đầu được khai thác toàn diện của vỏ mỏ được hoạch định và sau đó mở rộng đến độ sâu tiêu biểu thường gặp đá thải NAF trước và sau đó đến đá thải PAF. Các hố mỏ lộ thiên tiến dần đến gần nhau bằng một loạt cắt mặt sẽ gặp các loại đá thải NAF và PAF tiếp nối xen kẽ nhau sau mỗi lần cắt bớt. Trong cả hai trường hợp, những hậu quả khác nhau của những lần xử lý và đổ bỏ chọn lọc đều cần có để bảo đảm việc sử dụng tối đa vật liệu NAF và AC để bao bọc các vật liệu có nguy cơ cao. Lấy tỷ dụ như đá thải chủ yếu là NAF hay AC sẽ được sản sinh ra bằng trường hợp đầu tiên và việc này có thể cần được cho lắng trong một sắp xếp theo hình 'con đê vòng tròn' hay 'bánh doughnut' để trống một lõi ở giữa để cho sau đó các đá thải chủ yếu là PAF được đổ vào. Việc không tận dụng được tối đa vật liệu NAF và ANC khi chúng được sinh ra có thể thỏa hiệp nghiêm trọng tương lai tác dụng giảm thiểu nguy cơ AMD khi công việc khai mỏ được tiến hành.

Để có thể quản lý hiệu quả đá thải điều quan trọng là tiếp tục ghi nhận tải trọng của những loại đá thải khác nhau và vị trí của nó trong sự tiến hóa của WRD và tái duyệt thường xuyên việc đổ bỏ các đá thải để bảo đảm kế hoạch quản lý đá thải được thực hiện đúng đắn. Thông tin này nên được sử dụng để sản sinh ra một mô hình khối 3 chiều tiến hóa của WRD, sẽ giúp làm dễ dàng đáng kể việc lập kế hoạch đóng mỏ bằng cách cung cấp một cơ sở vững chắc để trắc nghiệm tính hiệu quả của những thiết kế được đề nghị để hạn chế nguy cơ AMD. Thử nghiệm này có thể được thực hiện bằng cách sử dụng các mô hình điện toán.

6.1.2 Đổ WRD theo dốc thoải

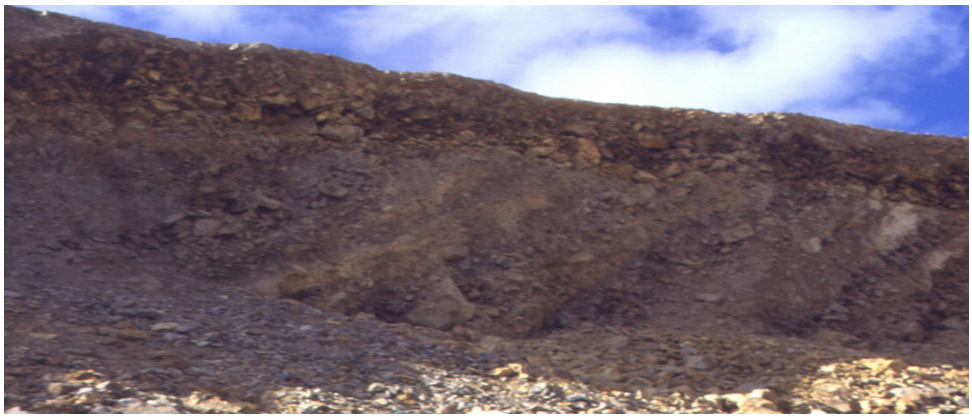
Bề mặt của WRD thường được cấu trúc bằng cách đổ từ các xe tải có một đầu mở của thùng xe đổ xuống và/hay xe cày ủi xuống từ trên cùng của một đống đá thải. Việc này sẽ dẫn đến kết quả các phần tử hạt thô nhất sẽ di chuyển đến chân của góc sườn dốc để tạo ra vùng đáy đá vụn và việc hình thành lớp không liền lạc dốc thoải trong đống với các vật liệu hạt mịn và hạt thô xen kẽ nhau (hình 20 và 21). Lớp mặt của mỗi khoảng cách của đống trở thành nén chặt hơn bởi xe tải chở đầy đá.

Phương pháp xây dựng theo kiểu dốc thoải đã đưa đến kết quả là WRD hiện đang có thể là yếu tố nguy cơ AMD duy nhất lớn nhất ở nhiều khu mỏ.

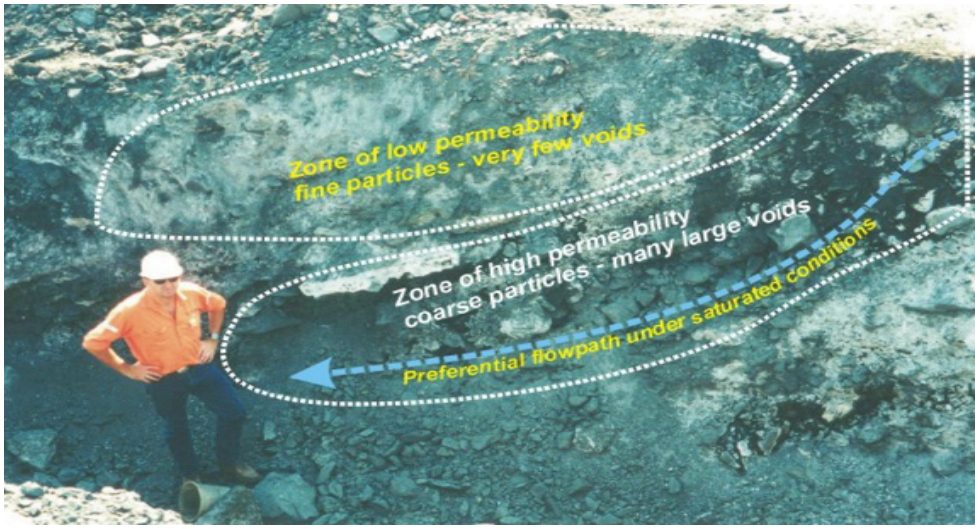
Phương thức đổ bỏ theo dốc thoải WRD có chứa đá thải PAF chủ yếu là phản ứng ôxy hoá, với nguồn tiếp tế ôxy có sẵn được cung cấp qua vùng có đá vụn ở đáy và lớp hạt thô theo dốc thoải được thúc đẩy bởi tác dụng bình lưu và đối lưu, từ đó ôxy được khuếch tán vào vùng ẩm bên cạnh, lớp hạt mịn có góc ổn định. Lớp hạt mịn có một tỷ lệ rất cao diện tích mặt so với thể tích, kích thích sự ôxy hoá và chứa ẩm và sản phẩm ôxy hoá. Trong khi xây dựng một WRD để chứa đá thải PAF, sẽ khó giới hạn lượng ôxy và nước mưa xâm nhập vào một đống đá thải như vậy.

Đối với WRD được cấu trúc bằng cách đổ từ một đầu thùng xe. AMD có thể được giảm thiểu tốt nhất bằng cách hạn chế dòng nước vào trong đống và từ đây giảm thiểu phương tiện vận chuyển cho sản phẩm ôxy hoá. Tuy nhiên trong nhiều trường hợp đây là việc áp dụng ngược trở lại sách lược quản lý chỉ có tác dụng bằng cách hạn chế sự lắng gạn của sản phẩm đã hình thành sự ôxy hoá. Trong tình huống này, cơ hội giảm thiểu nguy cơ AMD bằng cách giảm thiểu nguồn ô nhiễm hầu như đã bị mất.

Hình 20: Vùng đá vụn ở đáy (trên cùng); góc thoải ổn định và lớp xe cộ đi lại (dưới cùng)



Hình 21: Cảnh quan của WRD mở ra cho thấy các vùng của những vật liệu và các cỡ phân tử khác nhau



Tài liệu: Bộ công cụ Toán NT 2005, do nhã ý của M Fawcett.

Nơi gặp đá thải PAF, tiến tới một mỏ lộ thiên bằng một loạt các hình thức cắt mặt là phương tiện hiệu quả nhất để quản lý khả năng sinh ra AMD trong một WRD đang được cấu trúc bằng phương pháp đổ ở một đầu thông thường. Điều này sẽ làm dễ dàng việc bao bọc dần đá thải PAF bằng đá thải NAF và/hay AC mà không cần lớp trung gian đá thải NAF/AC tốn kém và phải xử lý hai lần. Việc cắt dần một hố mỏ cũng làm dễ dàng hơn việc đổ bỏ đá thải (đặc biệt đá thải PAF) vào đầu đã hoàn tất của hố. Trong khi một số các hố được khai thác theo thứ tự tiếp theo nhau, các hố đã khai thác có thể được sử dụng làm nơi chứa và bao bọc hiệu quả đá thải PAF.

6.1.3 Tốc độ ôxy hoá và thời gian trễ để sản sinh ra AMD

Việc dò tìm vị trí của loại đá thải trong WRD là điều đặc biệt quan trọng nếu như tốc độ ôxy hoá chậm hay sự trễ thời gian để sản sinh ra AMD bị kéo dài vì AMD rõ ràng có thể không được phóng thích vào môi trường cho đến nhiều năm sau khi mỏ đã đóng cửa. Chiều dài của sự trễ thời gian khi AMD được xem như xuất hiện từ WRD là một chức năng của tốc độ ôxy hoá, sự hiện diện của các vật liệu trung hòa và tốc độ làm ướt của bãi thải dẫn đến việc vận chuyển các sản phẩm ôxy hoá đến môi trường bên ngoài.

Một tỷ lệ cao các sự kiện nước mưa (vào khoảng 50–90%; Williams & Rohde 2008) thâm nhập vào WRD còn nguyên (chưa được bao phủ) và phần nhiều các xâm nhập này ban đầu được chứa trong các đống. Đống đá này chỉ bão hòa đến điểm ở đó độ thẩm thấu của đá thải cao đủ để cho phép chảy thành dòng dọc theo con đường ưa thích (từ khoảng 25% bão hoà cho đá thải còn nguyên đến 60% cho đá thải đã bị ảnh hưởng bởi thời tiết; Williams & Rohde 2007). Cuối cùng các nhánh này đến được đáy của đống đá và hoặc là thẩm thấu xuống nền hay chảy theo kênh nước thải bị chôn lấp và chảy thành dòng xuất hiện ở những điểm thấp dọc theo các nhánh của đống. Các nhánh ướt càng phát triển chừng nào thì lượng mưa cần để sản sinh ra sự thấm nước ở đáy của đống đá càng thấp chừng đó và sự thấm qua sẽ xảy ra nhanh hơn.

Tốc độ một bãi WRD được thành lập bằng cách đổ từ một đầu bị ướt do sự xâm nhập của nước mưa là một chức năng của khối lượng và cường độ của nước mưa theo thời gian, tốc độ của sự gia tăng và chiều cao của đống, việc phân phối cỡ phân tử của đá thải và sự xuống cấp của đá thải theo thời gian. Điều này thay đổi trong khoảng từ hằng năm đối với một đống thấp trong điều kiện khí hậu ướt cho đến hằng chục năm (hay lâu hơn) đối với các đống cao trong điều kiện khí hậu khô. Thời gian cần thiết để các đống đá ướt xác định khi nào AMD được phóng thích vào trong môi trường.

6.1.4 Phương pháp cấu trúc cho WRD để giảm thiểu sự sản sinh ra AMD

Trái với phương pháp đổ từ một đầu của xe tải, cách đổ trên bãi được quây lại giúp làm dễ dàng việc cấu trúc WRD từ dưới đất lên. Từ ngữ 'từ đáy lên' cũng còn được sử dụng để mô tả tiến trình cấu trúc một WRD bằng cách đổ các lớp theo chiều ngang thay vì đổ từ một đầu xe tải từ trên mặt hố cao.

Cấu trúc từ mặt đất lên là yếu tố quan trọng của phương thức tiên tiến để kiểm soát AMD. Phương pháp này hạn chế sự tách ra các vật liệu mịn và thô trong lúc đổ bỏ và làm dễ dàng việc đổ bỏ và nén một cách chọn lọc, nhờ đó hạn chế được sự chuyển dịch của chất khí trong phạm vi bãi thải và mức độ vùng có khả năng ôxy hoá.

Cấu trúc từ đất lên là phương pháp hiệu quả đứng hàng thứ nhì (sau phương pháp bao phủ vĩnh viễn bằng nước) của việc quản lý đá thải sunphít dễ phản ứng và giảm thiểu đáng kể nguy cơ AMD tại các mỏ lộ thiên với chủ yếu là đá thải PAF và không đủ đá thải NAFvà/hay AC để bao bọc.

Chi phí của phương pháp xây dựng này so với phương pháp đổ bỏ từ một đầu trên mặt cao ở các vị trí đặc biệt vì nó tùy thuộc vào lịch trình của mỏ, địa hình và khoảng cách nâng cao. Nếu chọn cấu trúc từ mặt đất lên ngay từ đầu làm sách lược quản lý đá thải, dựa trên kết quả của thẩm định nguy cơ AMD, lịch trình triển khai mỏ có thể được tối ưu hóa để đáp ứng cho các yêu cầu đặc biệt của phương pháp này. Tuy nhiên nếu sách lược bỏ chất thải phải bị thay đổi sau này để giải quyết các vấn đề phát triển do đá thải dễ phản ứng gây ra (kể cả nhu cầu xử lý AMD) chi phí có thể cao hơn nhiều và việc kiểm soát AMD nói chung ít hiệu quả hơn là thực hiện phương pháp từ dưới đất lên ngay từ đầu.

Cấu trúc từ dưới đất lên bởi việc đổ bỏ trên các bãi đất được quây lại thành các lớp mỏng, tiếp theo việc trải ra và nén các đá thải lại, có những lợi ích thực tiễn như:

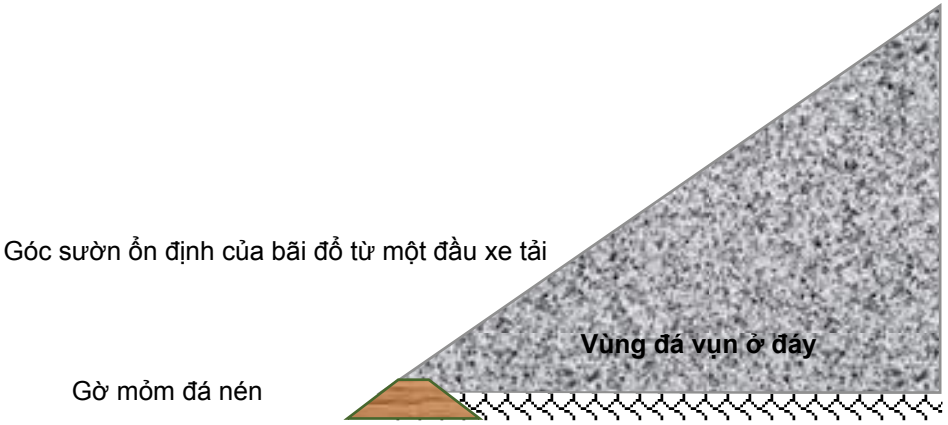
- Khối có mật độ cao so với bãi thải đổ từ một đầu xe tải từ trên cùng bãi thải giảm thiểu yêu cầu thể tích chứa.
- Sự xâm nhập của ôxy và mạng thẩm thấu vào đá thải PAF đã được giảm xuống rất nhiều, giảm thiểu nguy cơ tự bốc cháy và AMD.
- Giờ giấc có được để tận dụng khả năng động trung hòa chậm của đá silicat được gia tăng tối đa bằng cách tăng đáng kể thời gian ở trong nước.
- Khả năng chứa đá thải nhiều hơn làm tăng thêm tiềm năng phát triển sau khi đóng mỏ.
- Giảm thiểu đáng kể sự ổn định sau cấu trúc, kể cả sự sụp đổ do chính sức nặng và sự xuống cấp gây ra bởi sự ổn định cũng có thể làm tăng khả năng thành công sau khi đóng mỏ.

Bít kín vùng đá vụn ở đáy

Phương thức cấu trúc từ đáy lên cũng có thể được sử dụng để bịt kín vùng có đá vụn ở đáy, được hình thành trên đá thải đổ thoai thoải từ một đầu xe và để bịt kín một suờn dốc WRD dẹp hay để bịt kín một góc ổn định của dốc WRD. Các kỹ thuật được mô tả trong phần này (được trình bày trong hình 22) cũng tương tự như những thứ được sử dụng thường lệ trong kỹ thuật dân sự xây dựng các đập đổ đất và đá. Đến ngày hôm nay, việc áp dụng chúng vào mỏ WRD vẫn hãy còn hiếm. Tuy nhiên, chúng tương đối dễ áp dụng và có thể mang lại những lợi lộc to lớn trong việc giảm thiểu sự ôxy hoá các đá thải sunphít và ngăn ngừa AMD, cung cấp đầy đủ các vật liệu giống đất sét thích hợp cho xây dựng các lớp bít nén có sẵn.

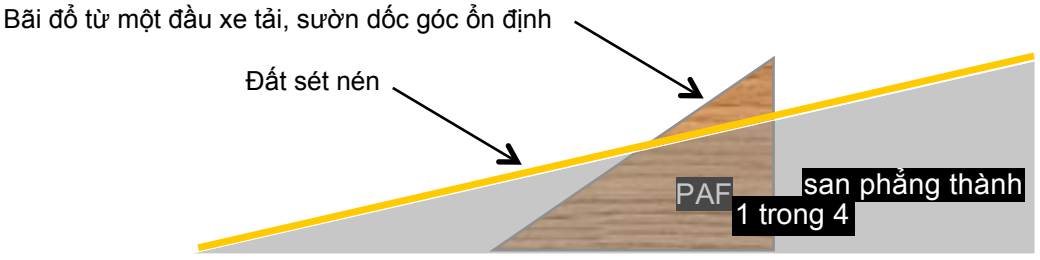
Việc đổ các đá thải trong các bãi quây chung quanh thường được sử dụng lúc khởi đầu khi các dấu vết WRD được triển khai trước khi bắt đầu đổ đá thải một khi phần trên cùng của đống đã được thành lập. Tuy nhiên, việc đổ tiếp theo từ một đầu xe trên mặt của đống đá đã được thiết lập, tạo ra một vùng đáy đá vụn và góc thoải ổn định hạt thô của đường ôxy. Nếu chuyện này đã xảy ra, vùng đáy đá vụn có thể được bít lại bằng cách xây dựng một gờ ép NAF và/hay đá thải ANC hay đất sét quanh chân đống (Hình 22). Tuy nhiên, điều này cần phải được mở rộng vì đống đá giãn dần và gờ bị cao hơn bởi đá thải từ trên cao đổ xuống sườn dốc.

Hình 22: Lược đồ nhánh gờ được nén lại để bịt kín vùng đáy đá vụn



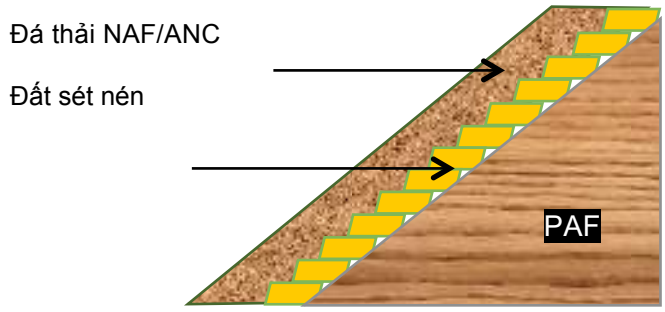
Nếu có được các vật liệu giống đất sét, một lớp đất sét nén có thể được cấu trúc dựa vào sườn WRD chứa đá thải PAF để bít kín chống lại sự xâm nhập của ôxygen và nước mưa thấm qua. Việc này có thể đạt được hoặc bằng cách trước hết san bằng góc ổn định của suờn dốc WRD và sau đó cấu trúc một lớp đất sét nén ngay trên sườn dốc đã được san phẳng này (Hình 23), hoặc bằng cách xây dựng theo khoảng cách thẳng đứng từ dưới đất lên, một lớp đất sét nén nghiêng về góc ổn định của sườn dốc WRD chứa đá thải PAF (Hình 24). Trong khi phương pháp sau thường được sử dụng để cấu trúc các lõi đất sét trong các đập chứa nước được đổ đất và đá, tuy nhiên nó chưa được ngành kỹ nghệ khai thác hầm mỏ chấp nhận rộng rãi.

Hình 23: Lược đồ lớp đất sét nén trên sườn dốc WRD đã được san phẳng có chứa đá thải PAF.



Trong trường hợp này, chiều dài của sườn dốc nghiêng của sườn dốc WRD có góc ổn định sẽ ít hơn khoảng ba lần sườn dốc được san phẳng 1 trong 4, giảm thiểu khu vực có dấu vết cuối cùng của WRD, có khả năng giảm thiểu khối lượng đất sét cần có và giảm thiểu chi phí đào đất. Bên cạnh đó, việc nâng lớp đất sét đã được nén lại trong một loạt các khoảng cách theo chiều thẳng đứng giúp cho việc nén lại được tốt hơn là cách có thể đạt được ở sườn dốc 1 trong 4, và sẽ dễ đổ bỏ vật liệu theo phương pháp này miễn là các thiết bị nhỏ thích hợp được sử dụng. Lớp đất sét nén nghiêng phải được bảo vệ chống lại sự xói mòn bằng cách thêm một lớp NAF và/hay đá thải ANC (Hình 24). Lớp này có thể xứng đáng với chi phí khi được đổ với bất kỳ độ dầy mong muốn nào bằng cách đổ xuống từ một đầu xe tải từ trên nóc. Sức nặng phụ thêm của lớp bảo vệ nén bề mặt dố của lớp đất sét.

Hình 24: Lược đồ của lớp đất sét nén lại từ dưới đất lên nghiêng về phía sườn dốc góc ổn định WRD chứa đá thải PAF



Lưu ý là sườn dốc san phẳng từ góc ổn định (khoảng 37°) đến 1 trong 4 (14°) làm cho chiều dài (lưu vực) của sườn dốc lớn hơn khoảng ba lần, với chiều cao của WRD đã được cố định. Tuy nhiên, vẫn khó để đạt được sự nén chặt của đất sét trên một sườn dốc tương đối hơi dốc đứng. Việc san phẳng sườn dốc cũng làm nhẵn kết cấu mặt, gia tăng dòng nước chảy và do đó có khả năng xói mòn. Vì vậy lớp đất sét nén trên sườn dốc đã được san phẳng cần phải có lớp phủ đủ dày các đá thải NAF thô và/hay ANC được phủ lên để bảo vệ không bị xói mòn.

Trong cả hai trường hợp (hình 23 và 24), lớp đất sét nén nên được phủ lên trên lớp mặt trên cùng của đống để giảm thiểu sự xâm nhập của ôxy và nước mưa thấm vào lớp đá thải NAF bên dưới.

6.1.5 Giảm thiểu sự tự sinh nhiệt và tiềm năng AMD

Việc dò tìm vị trí của đá thải sunphít rất dễ phản ứng trong khu mỏ và việc đổ bỏ chúng trong WRD là đặc biệt quan trọng vì rằng vật liệu này có thể có khả năng tự sinh nhiệt cũng như sản sinh ra AMD. Cần phải thật cẩn thận đối với việc đổ bỏ chất thải mỏ sunphít rất dễ phản ứng trong một khối đá thải không bão hòa vì tỷ lệ cao diện tích mặt với thể tích của loại vật liệu này có thể làm tệ hại thêm khả năng tự sinh nhiệt và sản sinh ra AMD.

Sự ôxy hoá sunphít là một phản ứng phát nhiệt (sinh ra nhiệt). Đối với các đá thải sunphít phản ứng cao, mức độ phát nhiệt có thể đủ để gây ra tình trạng tự bốc cháy, với hơi nước, SO2 đi kèm theo (kết hợp với độ ẩm để sinh ra axít sulforous) và một trong hai trường hợp (khi các vật liệu có than bị tiêu hủy bởi sự bốc cháy) hay nâng lên (do bởi sản phẩm ôxy hoá chiếm một thể tích lớn hơn). Đối với các vật liệu dễ phản ứng được tiếp xúc, khả năng tự bốc cháy có thể được làm giảm bớt bằng cách làm nguội bầu khí quyển có thể đạt được bằng cách đổ bãi thải được vây quanh những lớp mỏng. Tuy nhiên trong khi làm giảm bớt sự gia tăng của nhiệt độ, phương pháp này sẽ làm tăng việc sản sinh ra AMD trừ khi thực hiện những phương thức đổ bỏ đặc biệt.

Đối với các vật liệu loại này, khả năng AMD được giảm thiểu hay nhất bằng cách bao bọc trong những ô để hạn chế cả sự xâm nhập của ôxy và mạng thẩm thấu của nước qua đó giảm thiểu sự sinh ra và vận chuyển sản phẩm ôxy hoá. Việc tự sinh nhiệt và sản sinh ra AMD có thể được giảm bớt cùng lúc bằng cách đổ bỏ ngoài bãi vây quanh, ban ra và nén lại những lớp xen kẽ nhau các đá thải rất dễ phản ứng NAF và/hay AC (Landers & Usher 2015). Điều này hạn chế khả năng sinh nhiệt bằng cách giới hạn độ dầy của mỗi lớp dễ phản ứng và khả năng của AMD bằng cách bao bọc lớp sunphít dễ phản ứng. Nếu không có đủ đá thải AC, cách làm cẩn thận là thêm vôi và đá vôi nghiền nát vào đá thải NAF và/hay PAF để mang đến một ít khả năng độn kiềm trong khi vật liệu bị phơi ra.

Việc thải bỏ dưới nước là phương tiện hữu hiệu nhất để hạn chế sự xâm nhập của ôxy nhưng rất khó đạt được khi đang hoạt động đặc biệt là trong điều kiện khí hậu khô. Một chọn lựa cho việc này là đổ các đá thải sunphít trong những hố đã khai thác xong, tốt hơn là cuối cùng nó sẽ nằm dưới mực nước ngầm được phục hồi hay mực nước của hồ mỏ. Việc chìm ngập trong nước sẽ ngăn chặn tiến trình ôxy hoá một cách hiệu quả. Tuy nhiên đá thải PAF phải được bao phủ bằng nước trước khi nó có cơ hội ôxy hoá đáng kể, nếu không có sẽ có nguy cơ ô nhiễm nước ngầm tiếp theo bằng việc hoà tan các sản phẩm ôxy hoá. Một lần nữa, tiến trình đổ bỏ ngoài bãi quây trong hố mỏ với các lớp giữa được bao phủ bởi NAF nén chặt hay đặc biệt là các vật liệu ANC có thể giảm thiểu nguy cơ hình thành tại chỗ các sản phẩm ôxy hoá tan được trước khi vật liệu được phủ bằng nước.

Một chọn lựa thứ hai là cấu trúc một khu chứa đá thải riêng cho mục đích trong đó mực nước tăng lên khi độ sâu của đá thải nhiều PAF tăng lên trong thời gian hoạt động của mỏ.[38]

6.1.6 Giảm thiểu nguy cơ AMD tại vị trí chủ yếu là đá thải PAF

Tại các vị trí mỏ lộ thiên với tỷ lệ PAF cao hay khối đá thải AMD hoà tan cao, nói chung hay trong một giai đoạn đặc biệt nào đó của việc khai thác mỏ, có thể không có đủ đá thải NAF và/hay AC để bao bọc đầy đủ đá thải PAF. Trong những trường hợp như vậy, điều càng quan trọng hơn là phải xác định, ngay từ sớm loại đá thải với các mức độ khác nhau khả năng sinh ra axít và để chủ ý đổ bỏ những loại này trong WRD hay dưới nước.

Loại đá thải sunphít dễ phản ứng nhất tốt nhất là nên được đặt dưới nước, có lẽ là trong TSF, miễn là TSF thoạt đầu được thiết kế hay có khả năng mở rộng được để chứa những khối lượng của cả hai loại chất thải được sản sinh ra.[39] Phương pháp cấu trúc từ dưới đất lên bao gồm bỏ ngoài đồng, ban ra và nén chặt như được mô tả bên trên, phải được sử dụng cho phần còn lại của đá thải PAF cao độ.

Loại đá thải PAF dễ phản ứng thứ nhì phải được bao bọc trong phạm vi trung tâm WRD hay được sử dụng để chống đỡ cho các bờ kè TSF, sử dụng các thiết kế thích hợp để chứa các vật liệu.[40] Tiếp đó, các đá thải PAF ít phản ứng hơn phải được đổ vào những lớp nén từ dưới đất lên với những đá thải PAF ít phản ứng nhất được chứa dưới sườn dốc ngoài. Trong khi sách lược này giảm bớt tầm cỡ của vấn đề AMD tại vị trí càng nhiều càng tốt, thì không có bảo đảm nào rằng khối lượng có thể vẫn được sản sinh ra sẽ cho phép khu mỏ đáp ứng được các đòi hỏi về quản lý môi trường mà không giảm bớt thêm việc xử lý như vậy.

38 Xem trường hợp nghiên cứu mỏ Kelian ở Phần 3 để biết thí dụ về việc thực hiện tiến trình đóng mỏ dần dần này.

39 Xem trường hợp nghiên cứu PhuKam trong phần này và trường hợp nghiên cứu Kelian ở Phần 3.

40 Xem trường hợp nghiên cứu mỏ Martha và Phu Kham trong phần này.

Trường hợp nghiên cứu 6: Việc theo dõi dài hạn cho thấy sự thành công của cấu trúc từ dưới đất lên để chứa đá thải, Mỏ Martha, Tân Tây Lan

Bối cảnh

Mỏ Martha sản xuất vàng và tọa lạc tại thị trấn nông thôn nhỏ ở Waihi, Tân Tây Lan. Thời tiết Waihi ôn hòa với vũ lượng trung bình thường niên vào khoảng 2.135mm. Nhiệt độ trung bình hằng tháng trong khoảng từ 10° và 19°C và vũ lượng hằng tháng thay đổi trong khoảng từ 120 đến 240mm suốt năm.

Mỏ sản sinh ra đá thải PAF và NAF. Trong khoảng thời gian từ năm 1988 đến 1999, các đá thải được đổ trong một bờ được thiết kế đặc biệt kết hợp vào TSF được gọi là Kho chứa số 2. Mục tiêu hoạt động chính yếu của bờ kè kho số 2 là để giảm thiểu tốc độ ôxy hoá của đá thải có chứa sunphít và sản sinh ra axít và sunphát trong nước rỉ ra, sự trung hòa của axít sản sinh ra và sự kiểm soát khối lượng và chất lượng của nước rời đá thải.

Cuộc nghiên cứu này ghi nhận thiết kế và cấu trúc của bờ kè để giảm thiểu sự sản sinh ra AMD ngay từ đầu. Những khám phá trong hơn 10 năm theo dõi các dữ liệu cho thấy sách lược này đã rất thành công. Các chi tiết thêm và những tham khảo với các nguồn dữ kiện nguyên thuỷ có trong Garvie và cộng sự (2012).

Các đặc tính của đá thải

Mặc dù các cuộc điều tra địa hóa học ban đầu được thực hiện trong khoảng các năm 1984 và 1986 trước khi bắt đầu khai thác mỏ, các công việc mô tả đặc tính tiếp theo đó và các kinh nghiệm tại hiện trường xác định nhu cầu giảm thiểu tốc độ thành lập AMD trong đá thải PAF và sự phóng thích nước rỉ AMD từ mỏ. Các công trình thử nghiệm địa hoá học bắt đầu từ năm 1993 và tiếp tục cho đến khi Kho chứa số 2 được hoàn thành vào năm 1999.

Các đá thải bị ôxy hoá một phần và không bị ôxy hoá có chứa những khối lượng sunphít sunphua khác nhau (Phần lớn là pyrite) với mức độ 0,5–3 sức nặng% S. Khối lượng sunphát hòa tan trong đá thải trước khi khai mỏ là thấp. Các đá ôxy hoá một phần gần như hoàn toàn thiếu sunphít sunphua và được phân loại là NAF. Những tiêu chuẩn dưới đây được soạn thảo và áp dụng để mô tả đặc tính khả năng AMD của chất thải:

- NAF: NAPP âm tính và NAGpH ≥4,5
- PAF: NAPP dương tính và NAGpH <4,5
- Không chắc chắn: kết quả NAPP và NAG mâu thuẫn.

Những vật liệu ban đầu được phân loại là không chắc chắn được giả định là PAF, trong khi chờ đợi những khám phá từ các công trình thử nghiệm phụ thêm.

Kiểm soát AMD

Việc kiểm soát AMD được thực hiện bằng cách sử dụng bốn phương thức:

- kiểm soát thủy văn—đổ lớp thẩm thấu thấp để giảm thiểu sự thấm qua, và lắp đặt cấu trúc quản lý nước để kiểm tra tốc độ phóng thích
- xử lý nước—thay đổi đặc tính hóa học của nước thải

- kiểm soát địa hóa học—thêm vào các vật liệu trung hoà để kiểm soát độ pH và tốc độ ôxy hoá
- kiểm soát ôxy hoá-giảm luồng ôxy đến các sunphít dễ phản ứng

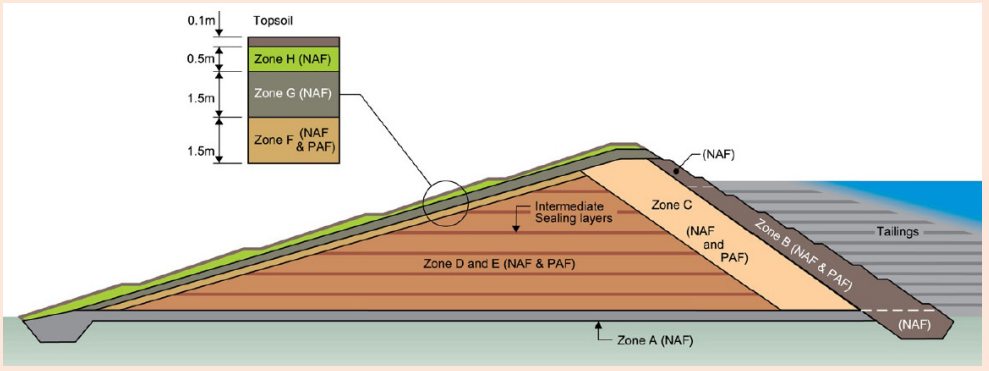
Thiết kế bờ kè và đổ đá thải

Bờ kè của Kho chứa số 2 được cấu trúc từ đá thải khai quật được trong lúc khai thác mỏ. Để đạt được yêu cầu lực cấu trúc, việc giữ lại các chất thải và kiểm soát AMD, thiết kế của cấu trúc bờ kè được kết hợp với các vùng khác nhau với các đặc tính đặc biệt. Khu D chứa đa số các đá thải (Hình 1). Khoảng 60% đá thải trong khu D chưa ôxy hoá và 40% đã ôxy hoá. Khu E gồm có các đá mềm và ướt đã ôxy hoá và chưa ôxy hoá được đặt trong những ngăn phụ của khu D.

Các thủ tục xử lý đặc biệt được thực hiện cho vật liệu ở khu D để giảm thiểu sự ôxy hoá khoáng chất sunphít và sản sinh ra axít. Lấy tỷ dụ, bề mặt của vật liệu PAF trực tiếp tiếp xúc với bầu khí quyển được giới hạn trong những ngăn diện tích không quá 4 hécta và không cao quá 5m. Một lớp trung gian bao bọc dày khoảng 0,25m chất đổ đầy thấm qua được được đổ trên mặt của nó nếu bị phơi ra trong hơn 3 tháng. Sau khi hoàn tất khu D, ba lớp vật liệu (các khu F, G và H) được đặt bên trên vai bên ngoài của khu D (Hình 1). Việc này được làm để giảm thiểu sự vận chuyển ôxy từ bầu khí quyển đến đá mỏ, cung cấp một phương tiện phát triển nhà máy thích hợp và để tránh sự xói mòn.

Khu F là lớp chuyển tiếp giữa đá thô trong khu D và đất hạt mịn ở khu G. Nó gồm cả đá thải ôxy hoá và không ôxy hoá được nén trong khoảng cách chiều cao không quá 0,25m. Khu G là lớp phủ dày 1,5m gồm đá thải NAF ôxy hoá hạt mịn, chức năng của nó được giới hạn trong việc vận chuyển ôxy trong bầu khí quyển vào các đá thải. Nó được đổ trong các khoảng cách nén không quá 0,25m để đạt được độ thấm không quá 1x10-8m/s với độ bão hòa đo được lớn hơn 90%.

Khu H là một lớp được thiết kế để trợ giúp cho thảm thực vật và giảm thiểu sự xói mòn. Khu H được cấu trúc bởi các đá thải NAF nén nhẹ và ôxy hoá. Khu B là mặt cấu trúc bờ kè thượng nguồn. Khu C là khu cấu trúc với đá ôxy hoá và không ôxy hoá.



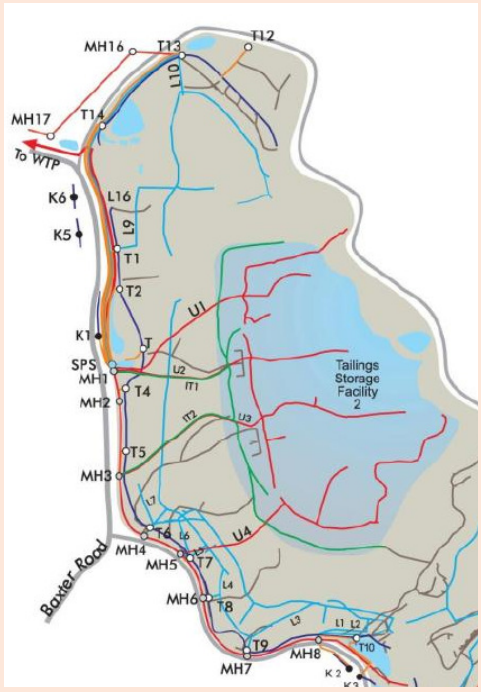
Hình 1: Thiết kế cắt ngang của bớ kè kho chứa 2 được thiết kế để chứa chất thải mỏ.

Kiểm soát thủy văn và xử lý nước

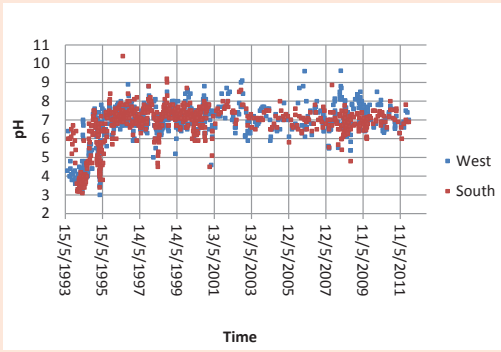
Kiểm soát thủy văn đạt được nhờ sự phối hợp chọn lựa các vật liệu, đổ bỏ và nén (như mô tả ở trên), và hệ thống xả thải và hồ tiếp nhận. Mạng lưới xả thải được lắp đặt ở Kho 2 để thu nước từ các chất thải mỏ, khu D, lớp đất bên dưới bờ kè và nước ngầm tự nhiên được trình bày trong Hình 2. Nước thấm thải đi được cấu trúc để tiếp nhận và thu nước thấm từ trong khu D và được chỉ định với các định danh bắt đầu bằng chữ 'L' trong Hình 2. Hình 2 cũng cho thấy ao thu nước trên mặt.

Kiểm soát địa hoá học

Các đá vôi nghiền được áp dụng cho bề mặt của khu D, mức độ trễ thời gian đối với đá PAF sản sinh ra AMD, trong một thời gian lớn hơn cần đổ một lớp lên khu G. Việc áp dụng đá vôi nghiền và bịt chặt bằng cách nén và đổ vào khu G và H, bắt đầu trong tháng Năm năm 1994. Cơ sở này bắt đầu hoạt động toàn diện từ năm 1995. Trị số pH được đo lường trong hai hồ nước trên mặt xác nhận rằng tốc độ áp dụng này là đủ để đạt được nước mặt vào khoảng trung tính cho đến kiềm vào hầu hết mọi lúc (Hình 3). Việc thêm vôi vào đã giúp thải trực tiếp một số nước mưa từ hồ chứa từ Tháng Bảy năm 2014, tiết kiệm đáng kể chi phí xử lý nước.



Hình 2: Hệ thống xả thải Kho chứa 2



Hình 3: trị số pH ở hồ thu nước nam và tây

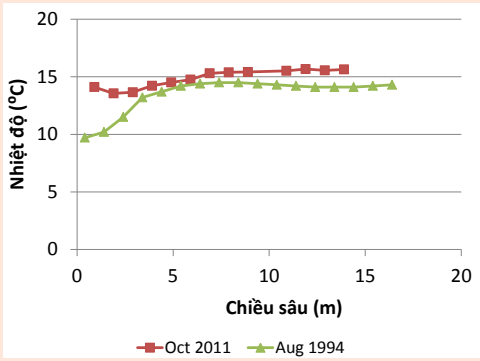
Kiểm soát sự ôxy hoá

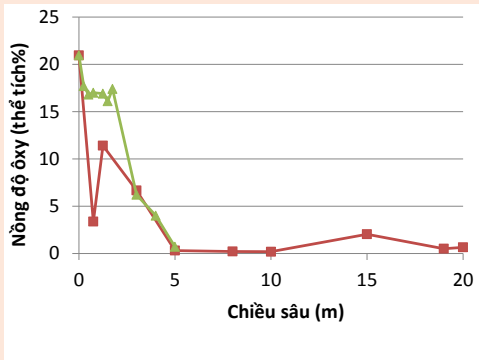
Việc phủ lớp mặt cho bờ kè ở Kho chứa 2 được thiết kế để giảm thiểu sự vận chuyển ôxy qua sự khuếch tán, đối lưu và bình lưu từ mặt của bờ kè cho đến bên trong.

Mỏ Waihi Gold đã thực hiện một chương trình bảo đảm chất lượng nghiêm ngặt cho đến tháng Mười Một năm 1998; sau đó một công ty thử nghiệm độc lập đảm nhiệm chương trình bảo đảm chất lượng để xác nhận đặc tính các vật liệu xác định việc hạn chế vận chuyển ôxy đã đạt được đồng nhất trong thời gian xây dựng. Những đặc điểm xây dựng đòi hỏi phải có 10 thử nghiệm có chất dẫn thủy lực bão hoà trung bình của khu G phải dưới 10-8 m/s và mức độ bão hoà lớn hơn hay bằng 90% hay lớn hơn 85% đối với một thử nghiệm đơn lẻ. Tần suất thử nghiệm là một thử nghiệm dẫn thủy lực đối với mỗi 20.000 m3 của khu G và 20 độ-bão hoà thử nghiệm mỗi hécta cho mỗi lớp đổ đầy. Khu G cũng cần phải đạt được tiêu chuẩn không có không khí (trung bình 10 thử nghiệm không quá 80% và một thử nghiệm duy nhất không quá 10% và được đặt với một dung lượng nước cho phép nén tối đa.

Các trị số dẫn thủy lực đo được thường nằm trong khoảng 1 x 10^{-9}m/s đến 1 x 10^{-8}m/s và độ bão hoà vào khoảng 0,9, cho thấy cả hai thông số thiết kế chính đều đạt được. Độ bão hoà đồng nhất với trị số hệ số khuếch tán ôxy của khu G đo được tại chỗ, có trị số tiêu biểu là 1,5 x 10^{-8} m^2/s

Mười lỗ dò thẳng đứng lắp đặt ở Kho 2 được sử dụng để đo nồng độ ôxy thẳng đứng và bảng mô tả nhiệt độ. Những số đo này được lập lại vào năm 2011. Các kết quả chọn được đã được trình bày trong năm 2011 cũng tương tự như những gì đo được trong năm1994. Một cách tiêu biểu, nồng độ ôxy giảm nhanh chóng với khoảng cách từ nồng độ mặt (21 thể tích %). Tại một số địa điểm, nồng độ ôxy dưới hay bằng 1 thể tích% trong vòng 5m của bề mặt và trong vòng 3m của mặt đáy của khu G. Độ lệch về nhiệt độ là số không dưới độ sâu khoảng 3 m ở, cho thấy tốc độ ôxy hoá vào khoảng số không. Những kết quả tương tự cũng thu được tại các lỗ dò khác.





Hình 4: Các số đo nhiệt độ và nồng độ ôxy tại lỗ dò WI08

Tốc độ sản sinh axít sunphát theo mô hình cho thấy khu G giảm tốc độ hơn 95% so với trường hợp không có lớp phủ. Nồng độ của sunphát trong nước rỉ thu được bởi 14 chỗ xả thải ở Khu D nằm trong khoảng 100 và 5.500mg/L và ít hơn nhiều so với nồng độ tối đa được tiên đoán đối với nước khoan trước khi áp dụng lớp phủ, được giả định là không có kiểm soát sunphát hoà tan.

Kết luận

Việc mô tả đặc tính vật liệu sớm, sự triển khai và thực hiện kế hoạch cấu trúc theo giai đoạn với mục tiêu quản lý AMD rõ ràng và theo đúng chương trình kiểm soát chất lượng vật liệu nghiêm ngặt trong thời gian xây dựng bờ kè đã là yếu tố chính để duy trì tốc độ sản xuất axít sunphát thấp từ đá thải PAF được chứa ở Mỏ Martha trong hơn 17 năm. Việc sử dụng các lớp phủ trung gian giữa các khoảng cách vật liệu PAF hạn chế axít và sự sản sinh sunphát trong thời gian xây dựng bờ kè và việc thêm vào đá vôi làm lớp đệm cho axít sản sinh ra cho đến khi đổ lớp bao phủ cuối cùng, sự xả thải như thế của một ít nước mưa là có thể được. Lớp phủ cuối cùng đá thải ôxy hoá được nén trên bờ kè của Kho 2 đã làm giảm tốc độ sản sinh ra axít và sunphát từ lớp đá thải có chứa sunphít ở bên dưới trên 95% so với chất thải PAF chưa bao phủ. Lớp bao phủ có hiệu quả vì có hệ số khuếch tán ôxy thấp vào khoảng 1,5 x 10^{-8} m2/s^{-1}

THAM KHẢO

Garvie, A, Miller, S, Fransen, P, Ruddock, J, Haymont, R (2012). 'Early and prolonged limitation of AMD production via waste landform construction' (Hạn chế sự sản sinh AMD sớm và kéo dài thông qua cấu trúc địa hình bãi thải), trong Price, WA, Hogan, C, Tremblay, G (eds), Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage (Biên bản Hội nghị Quốc tế Lần thứ 9 về Nước thải có Đá axít), 20–26 Tháng Năm 2012, Ottawa, Ontario, Canada.

Trường hợp nghiên cứu 7: Cấu trúc WRD với sự nén dần dần giữa các khoảng cách, mỏ PanAust, Lào

Bối cảnh

Công ty TNHH Khai thác Mỏ PhuBia (Công ty TNHH PanSuat sở hữu 90% và Chính phủ Lào sở hữu 10%) đã ủy thác cho Công ty Phu Kham Copper–Gold đứng ra khai thác từ năm 2008. Khu mỏ nằm cách thủ đô Vạn Tượng khoảng 120 cây số về phía Bắc và tọa lạc trong lưu vực sông Nam Mo. Vũ lượng trung bình là khoảng 3.000 mm/năm với hai mùa nắng và mưa rõ rệt.

Mỏ lộ thiên Phu Kham được khai thác theo cách khai thác cổ điển xúc và đổ bằng xe tải. Tính suốt cả thời gian khai thác mỏ đến năm 2021 sẽ khai quật khoảng 200 triệu tấn đá thải. Các quặng mỏ được xử lý bằng phương pháp thả nổi để thu các chất lắng cặn đồng-vàng.

Việc đánh giá nguy cơ AMD sinh ra kèm theo với việc triển khai các quặng mỏ Phu Kham đã bắt đầu trước khi tiến hành khai thác với các cuộc khảo nghiệm về lưu huỳnh như một phần chính trong các cuộc thẩm tra và lập mô hình địa chất của dự án. Các dữ liệu có được trước khi bắt đầu khai thác mỏ cho thấy các chất thải mỏ nổi trên mặt nước là PAF với hàm lượng pyrite sunphua khoảng 7% S. Mức độ sunphua trung bình ở các đá thải trong phạm vi vỏ mỏ được biết là khoảng 32,2% S với 20% đá thải dự kiến có mức độ Sunphua trên 5% S. ANC nói chung thấp và dưới 15 kg H_2SO_4/t.

Dựa trên những dữ kiện trước khi khai thác mỏ, các mô hình khối cho thấy khoảng 75% đá thải có thể là PAF. Kết quả là các chất cặn lắng ở Phu Kham đã được công nhận là một trong những khu mỏ có nguy cơ AMD cao nhất thế giới. Tình hình này nêu bật nhu cầu quản lý tổng hợp các chất thải và đá mỏ để giảm thiểu nguy cơ AMD trong phạm vi kế hoạch thời gian hoạt động của mỏ.

Chữ ARD (thay vì AMD) được sử dụng trong toàn phần còn lại của trường hợp nghiên cứu này vì những công trình mô tả đặc tính ban đầu cho thấy khả năng nước thải có đá axít cao trong các vật liệu mỏ.

Kế hoạch quản lý ARD

Một toán chuyên viên đa ngành gồm các đại diện thuộc các bộ địa chất, khai thác mỏ, xử lý và môi trường phối hợp với các nhân viên tham vấn ở bên ngoài được thành lập trước khi mỏ bắt đầu hoạt động để soạn thảo kế hoạch quản lý ARD trong suốt thời gian mỏ hoạt động. Toán này đã đánh giá các chọn lựa khác nhau, kể cả WRD bên ngoài mỏ và đổ bỏ các chất thải PAF dưới mặt nước trong các cơ sở chứa chất thải mỏ (TSF). Sách lược cuối cùng được ưa thích là bao bọc các đá thải có khả năng PAF thấp tại khu vực hạ nguồn của bờ kè TSF và đổ các đá có khả năng PAF cao hơn trong TSF, nơi chúng sẽ dần dần được làm ngập nước TSF. Toán này cũng soạn thảo các hướng dẫn hoạt động chi tiết cho phép sự kết hợp các thực hành quản lý ARD vào các hoạt động hằng ngày, với mục tiêu tổng quát là ngăn ngừa bất kỳ di sản địa hóa học nào từ các đá thải hay chất thải mỏ ở Phu Kham. Uỷ ban ARD đã được thành lập để bảo đảm thực hiện kế hoạch với vai trò tiếp diễn cung cấp các cuộc tái duyệt đều đặn và đưa ra các đề nghị trong suốt từ giai đoạn hoạt động đến khi đóng mỏ.

Kế hoạch quản lý ARD được dựa trên sách lược căn bản cô lập chất thải mỏ có sunphít khỏi ôxy trong môi trường. Các chọn lựa kỹ thuật để đạt được sự cách ly khỏi ôxy trong môi trường gồm đặt các vật liệu có sunphít vĩnh viễn dưới sự che phủ bên trên của nước hay xây dựng một lớp bít kín giới hạn ôxy được chuyển đi ở tốc độ địa chất. Tại Phu Kham cả hai sách lược này đều đã được chấp nhận, với các chất thải sinh ra axít sunphít cao hơn được đưa đến khu chứa các chất thải mỏ và chất thải sinh ra axít sunphít thấp hơn được cô lập trong các ngăn và khu vực (các ngăn PAF) trong khuôn khổ phần hạ nguồn của TSF.

Một hệ thống mã màu đơn giản 'đèn giao thông' đã được sử dụng để vẽ sơ đồ và tách riêng các chất thải ra thành bốn loại chính, đánh dấu bằng màu xanh dương, xanh lục, vàng hổ phách và đỏ. Màu xanh lục và màu xanh dương là những loại không sinh ra axít (NAF); màu xanh dương cũng có thể tiêu thụ axít với khả năng trung hoà axít cao (ANC). Màu vàng hổ phách và đỏ, cả hai đều là PAF với giới hạn lưu huỳnh cho màu vàng hổ phách được ấn định để bảo đảm các vật liệu được đổ vào ngăn PAF đáp ứng được các thông số kỹ thuật thiết kế dành cho loại lưu huỳnh. Các chi tiết thêm về việc triển khai các kế hoạch phân loại được cung cấp trong Miller và cộng sự (2012).

Tiêu chuẩn hiện tại được sử dụng cho cấp độ kiểm soát đá thải như sau:

- xanh lục (NAF): lưu huỳnh ≤0,3% S
- vàng hổ phách (PAF); lưu huỳnh 0,3 đến 5% S
- đỏ (PAF): tổng số lưu huỳnh >5% S
- xanh nước biển (vật liệu tiêu thụ axít)
  - đá vôi; HAY
  - %S ≤ 0,5% S và ANC ≥ 100 kg/t; HAY
  - %S > 0,5% S và ANC/MPA > 4.

Việc khoan kiểm tra mức độ được thực hiện trước lúc khai mỏ thúc đẩy việc lập kế hoạch ngắn hạn cho cả quặng và chất thải mỏ. Các khối chất thải được mô tả đặc tính, đánh dấu ở mỏ và sau đó được lên lịch đưa vào các cấu trúc bờ kè TSF (màu xanh lục và vàng hổ phách) hay đổ vào trong TSF. Tất cả các vật liệu đỏ và vàng vượt quá các yêu cầu cấu trúc TSF được quản lý bên trong TSF. Hoạt động mỏ sử dụng nhu liệu quản lý thiết bị dựa trên GPS, thời gian thực để cho các khối chất thải (và quặng) được đưa đến điểm đến chính xác trên cơ sở từng xe tải một.

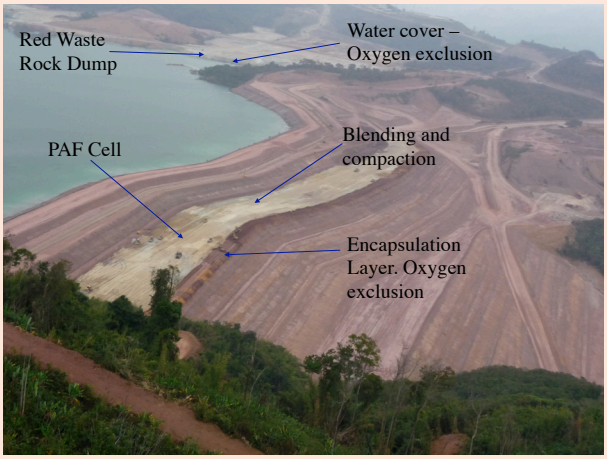
Thiết kế ngăn PAF

Các ngăn PAF là một hỗn hợp các vật liệu màu xanh lục, vàng hổ phách và các vật liệu được trích suất từ các mỏ đi mượn trong phạm vi và chung quanh phạm vi TSF cuối cùng. Giới hạn của lưu huỳnh đối với sự phân loại màu hổ phách được đặt ra để bảo đảm sự trộn lẫn đáp ứng được các thông số kỹ thuật thiết kế bên dưới về cấp độ lưu huỳnh trong các ngăn PAF:

- tổng hàm lượng lưu huỳnh trung bình hằng tháng không quá 1,5% S
- 90% các mẫu hằng tháng dưới 2,5% S.

Khi mỏ bắt đầu được khai thác, các thông số kỹ thuật thiết kế được tính ở mức độ S trung bình 1% S và phân vị thứ 90 ở mức 2% S. Những trị số này được tăng dần dựa theo kết quả của sự theo dõi hiệu suất các ngăn PAF.

Hình 1 là một không ảnh cho thấy sự sắp đặt tổng quát các ngăn PAF trong bờ kè và vị trí của WRD trong phạm vi TSF. Thoạt đầu WRD chỉ nhận các chất thải đỏ, thế nhưng khi công tác khai thác mỏ được xúc tiến với những khối lượng chất thải xanh tăng dần cần thiết để xây dựng bờ kè, hầu hết các chất thải vàng hổ phách giờ đây cũng được đưa đến WRD trong phạm vi TSF. Bãi thải được đề cập đến như là bãi thải bên đường màu đỏ (RRWD).



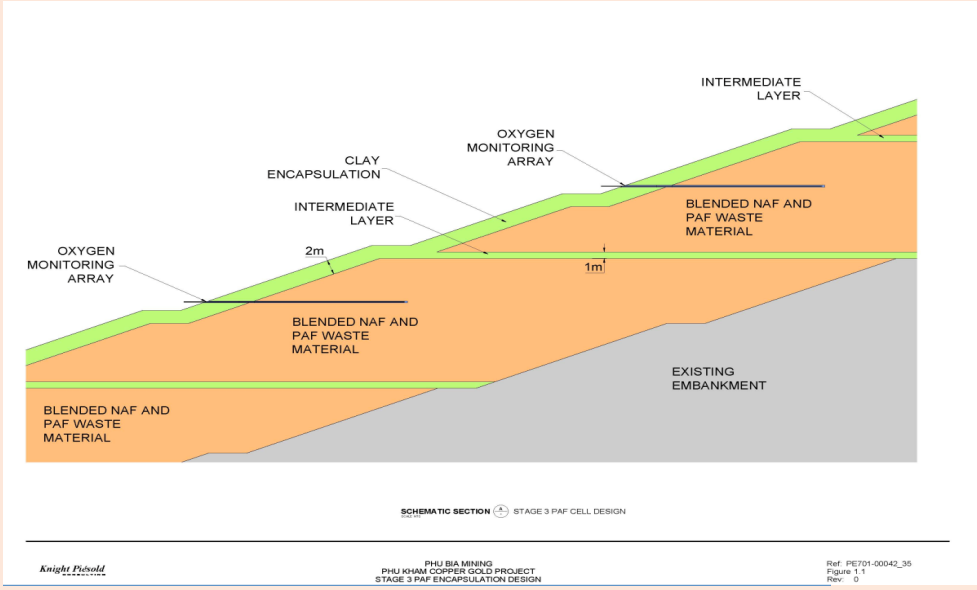
embankment showing location of PAF cells in the downstream section of

Hình 1: Bờ kè TSF cho thấy vị trí các ngăn PAF ở khu vực hạ nguồn của vách đập và Bãi thải Bên đường Màu đỏ nằm trong lưu vực TSF

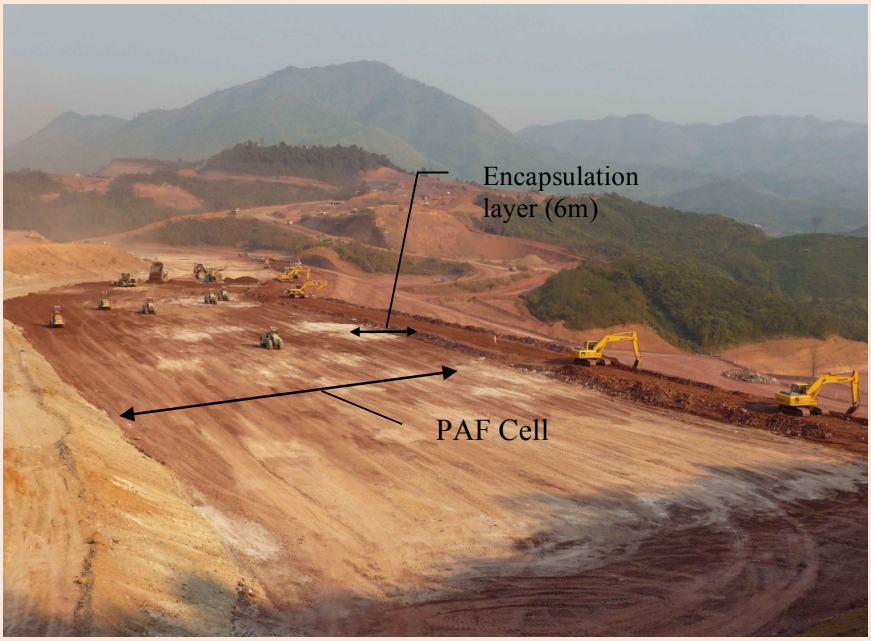
Hình 2 là sơ đồ mặt cắt ngang cho thấy thiết kế ngăn PAF và lớp bao bọc. Ngoài ra hình này cũng cho thấy vị trí và thiết kế của các dãy theo dõi ôxy trong khuôn khổ chương trình theo dõi hoạt động tăng cường.

HÌnh 3 cho thấy cấu trúc tích cực của ngăn PAF và lớp bao bọc. Lớp bao bọc cung cấp lớp phủ 6 m thẳng đứng và 2 m vuông góc trên vật liệu PAF. Các vật liệu vàng hổ phách, xanh lục và đi mượn đổ trong ngăn PAF chảy ra từ các xe tải đổ đất đá và xe cày trộn lại. Nó được đổ thành lớp 300 mm để làm dễ dàng việc trộn lẫn và nén bằng máy như được trình bày trong Hình 3. Vùng bao bọc cũng được xây dựng với các lớp dày 300 mm nhưng chỉ các loại vật liệu màu xanh lục và vàng hổ phách được sử dụng và được nén với các thông số kỹ thuật chặt chẽ, kể cả mật độ tối thiểu 98% của tiêu chuẩn tối đa với hàm lượng độ ẩm tương đương với độ bão hoà không dưới 90%.

Độ bão hoà mà các vật liệu được đổ vào và nén là quan trọng vì tính hiệu quả của lớp bao bọc để giảm thiểu luồng ôxy đến các chất thải PAF. Việc xây dựng cả vùng PAF và các lớp bao bọc ở hàm lượng độ ẩm cao sẽ giảm thiểu đáng kể khả năng ôxy khuếch tán qua các lỗ xốp chưa bão hoà.



Hình 2: Thiết kế bao bọc ngăn PAF cho thấy vị trí chung của các hàng theo dõi ôxy.



Hình 3: Cấu trúc ngăn PAF trên mặt hạ lưu của bờ kè TSF

Để đánh giá hiệu suất của các ngăn PAF, các dãy theo dõi lỗ khí ôxy được lắp đặt nằm ngang khi xây dựng các ngăn. Vị trí chung của các dãy nằm ngang như trong Hình 2; Hình 4 cho thấy sự lắp đặt chủ động. Các ống theo dõi ôxy nằm cách khoảng 2 m trong suốt 10 m đầu tiên của chất thải PAF và rồi sau đó cách khoảng 15 m và 20 m trong các ngăn PAF. Lớp trét đất sét trắng bít các khe nằm băng qua chỗ tiếp xúc giữa lớp bao bọc và ngăn PAF và chất đổ đầy ít thấm nén chặt được sử dụng giữa mỗi các cổng lấy mẫu trong phạm vi một ngăn PAF.

Máy đo áp suất nước có các dây thép rung được lắp đặt để theo dõi áp lực ở các lỗ trong bờ kè nhằm các mục đích địa kỹ thuật. Chúng cũng cung cấp một hồ sơ liên tục về nhiệt độ tại điểm theo dõi, sau đó được sử dụng để thẩm định bất kỳ sự ôxy hóa lịch sử hay tiếp diễn của sunphít trong các ngăn PAF.

Hình 4: Lắp đặt hệ thống nằm ngang theo dõi các lỗ khí

Bãi thải Đỏ

Bãi thải đỏ (Red Waste Dump - RWD) nằm trong khu chứa chất thải mỏ (xem Hình 1) và dần dần ngập nước khi mực nước TSF tăng cao. Các kim loại có axít và hoà tan được (gồm Fe, Al va Cu) được sản sinh ra và phóng thích từ đá PAF trong khi, ở bên trên, mực nước hoà với nước ao TSF alkaline, nơi axít được trung hoà và kim loại kết tủa.

RWD được cấu trúc bằng phương pháp đẩy thải với các xe tải đổ ngắn và vật liệu được xe cày ban ra trên mặt. Do bởi đặc tính hạt mịn của các loại đá thải và độ cao thấp của mực nước TSF, phương pháp đổ này đã ngăn được sự phát triển của việc chuyển đổi khí đối lưu/bình lưu trong phạm vi bãi thải, giới hạn sự ôxy hóa ở lớp bề mặt ngay đó. Dán các xác định độ pH trong các cuộc thẩm tra trắc nghiệm mỏ trong RRWD cho thấy độ pH thấp hơn và tình trạng ôxy hoá xảy ra chỉ trong lớp mặt ngay đó. Các vật liệu ở độ sâu cho thấy không có bằng chứng nào về sự ôxy hóa tại chỗ.

Độ kiềm của các chất thải mỏ thải vào các đập và sự trả lại nước được theo dõi hằng ngày để bảo đảm độ kiềm hoà tan trong đập được nhắm đến mức trên 30 mg CaCO3/L. Vôi phụ trội được đưa thêm vào tại nhà máy xay cho đến sự xả thải chất thải mỏ để cung cấp một mức độ kiềm bảo vệ để làm đệm cho các axít đưa vào từ các đá lộ ra trong lúc xây dựng RRWD cũng như bất kỳ axít đưa vào từ việc khử nước ở mỏ.

Lúc đóng mỏ, RWD sẽ vĩnh viễn nằm dưới nước để tránh sự ôxy hoá và sản sinh ra axít tiếp diễn.

Bảo đảm chất lượng và theo dõi hiệu suất

Phân loại chất thải tại mỏ

Các mẫu thử lấy từ các vỉa mỏ thường lệ hằng tháng được thử nghiệm để tìm S, ANC, C, Cu và NAG toàn phần. Kết quả được sử dụng để xác nhận sự phân loại tại mỏ và lập bản đồ các loại đá thải (xanh lục, xanh dương, vàng hổ phách và đỏ). Tất cả các dữ liệu được biên soạn, đánh giá và trình bày trong các báo cáo hằng tháng, và các cơ sở dữ liệu liên tục được duy trì với các vị trí mẫu và ghi nhận chi tiết. Dữ liệu này được sử dụng để cập nhật mô hình loại đá ARD của hố mỏ để làm dễ dàng việc lập kế hoạch mỏ ngắn hạn đối với việc khai thác chọn lọc và tách rời các loại đá ARD để đổ trong các bờ kè TSF và RRWD.

Theo dõi địa kỹ thuật các ngăn PAF và các lớp bao bọc

Việc theo dõi địa kỹ thuật được hoàn tất đối với tất cả vật liệu bao bọc được đổ theo đúng yêu cầu thử nghiệm. Các kết quả thử nghiệm được báo cáo cho toán xây dựng khi hoàn tất để cung cấp các đóng góp phản hồi về chất lượng xây dựng. Vào cuối mỗi tháng, tất cả các dữ liệu được biên soạn và ghi nhận trong một báo cáo để ghi lại lịch sử xây dựng.

Các thông số kỹ thuật cấu trúc địa kỹ thuật đã được sản sinh cho tất cả mọi khu vực trong phạm vi bờ kè TSF. Thông số kỹ thuật này cung cấp những giới hạn kích cỡ của phân tử. Các mức giới hạn Atterberg và các yêu cầu về độ nén và độ ẩm đối với các vật liệu sẽ được đổ trong ngăn PAF và vật liệu có thể được sử dụng trong việc xây dựng các lớp bao bọc.

Dữ liệu thử nghiệm đối với vật liệu được đổ vào trong ngăn PAF cho thấy đã đạt được một độ nén cao. Độ nén trung bình đối với tất cả các thử nghiệm tương đương với tỷ trọng 99,9% của tiêu chuẩn tỷ trọng khô tối đa, trên mức tối thiểu được xác định là 98%.

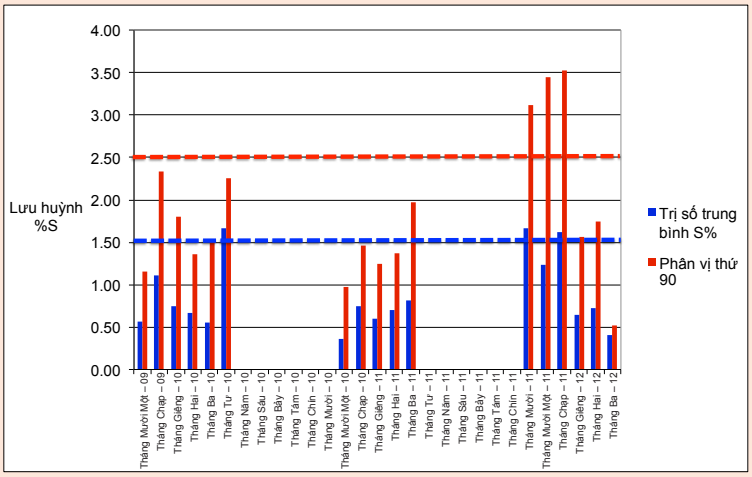
Để hạn chế sự ôxy hoá các vật liệu được đổ trong các ngăn PAF, một vùng bao bọc được xây dựng ở giới hạn ngoài cùng của ngăn PAF. Các dữ liệu thực địa đối với các vật liệu bao bọc cho thấy một mức độ nén cao (98% tiêu chuẩn tối đa tỷ trọng khô) và một độ bão hoà cao (độ bão hoà trung bình 93,6%) đã đạt được.

Theo dõi địa hoá học ngăn PAF

Mỗi 1 m nâng cao của ngăn PAF được lấy mẫu trên lưới 50 m tới độ sâu 1 m. Các mẫu được thử nghiệm tìm tổng số lưu huỳnh, ANC và NAG (khả năng NAG pH và NAG kg/t).

Hình 5 là đồ thị trị số trung bình và phân vị thứ 90 của dữ liệu theo dõi lưu huỳnh hằng tháng đối với ngăn PAF trong các giai đoạn xây dựng 3, 4 và 5. Ghi nhớ là việc xây dựng các ngăn này chỉ xảy ra trong mùa khô và mỗi ngăn được hoàn tất trước mùa mưa. Mỗi tháng các ngăn PAF tăng lên vào khoảng 1–2 m, và những trị số phần trăm S này được sử dụng để đánh giá hiệu suất. Kết quả cho thấy trong giai đoạn 5, mức độ lưu huỳnh trung bình hằng tháng trong 3 tháng đầu gần hay hơn một chút trị số được nhắm đến. Điều này nêu bật một vấn đề với việc tách các vật liệu trong mỏ. Vấn đề đã được giải quyết và đưa đến kết quả trong 3 tháng cuối nằm đúng trong mục tiêu.

Người ta đã kết luận là chất thải lưu huỳnh cao hơn trong thời gian ngắn này không chắc đã khiến hiệu suất ngăn PAF bị bất lợi vì mức độ nén cao và tình trạng bão hoà đạt được. Thêm vào đó, phần bờ kè này sẽ được bao phủ bằng các giai đoạn xây dựng tiếp theo. Những dữ liệu thời gian liên tục này cho thấy nhu cầu kiểm soát chất lượng cẩn trọng và hệ thống thường xuyên tái duyệt/thanh tra để bảo đảm mục tiêu thiết kế đối với tất cả các thành phần của kế hoạch quản lý ARD được đáp ứng trên cơ sở tiếp diễn.

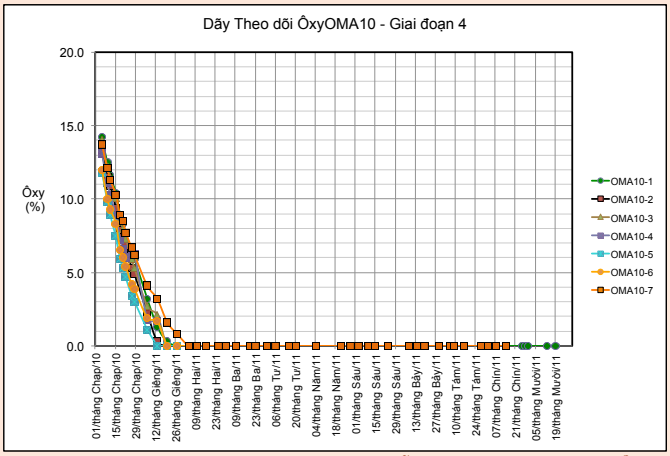


Hình 5: Phân vị trung bình hằng tháng và thứ 90 mức độ lưu huỳnh đối với các mẫu ngăn PAF
(các đường vạch đứt đoạn cho thấy mục tiêu trung bình và phân vị thứ 90)

Các đặc tính về nồng độ ôxy và các khuynh hướng theo thời gian được trình bày trong Hình 6 cho một trong số các dãy theo dõi ôxy (OMA 10) từ giai đoạn 4 của công trình xây dựng. Tính tới nay đã có tổng cộng ba mươi lăm dãy được lắp đặt và mỗi vị trí cho thấy khuynh hướng tương tự, với nồng độ ôxy giảm xuống số không trong vòng 1–4 tháng. Tốc độ tiêu thụ ôxy cho thấy vật liệu PAF trong ngăn có tốc độ ôxy hoá nội tại trong khoảng từ 1,0 x 10-8 đến 4 x 10-7 kgO2/m3/giây. Những tốc độ này là tiêu biểu đối với đá PAF dễ phản ứng và xác nhận nhu cầu quản lý chất thải tập trung và cẩn trọng.

Máy đo áp suất nước dây rung cung cấp các ghi nhận liên tục về nhiệt độ. Khuynh hướng nhiệt độ theo thời gian đồng nhất với nhiệt độ hằng ngày trung bình hằng năm tại Phu Kham. Không có nguồn nhiệt nào khác ở các ngăn PAF–chẳng hạn như sự ôxy hoá pyrít là một phản ứng sinh nhiệt–là hiển nhiên.

Điều này hỗ trợ cho khám phá từ dữ liệu theo dõi ôxy cho thấy sự ôxy hoá đang được kiểm soát một cách hiệu quả tại các ngăn PAF.



Hình 6: Khuynh hướng tập trung ôxy ở các lỗ khí tại các ngăn PAF (cổng 1 (OMA10-1) xa nhất từ lớp bít kín và cổng 7 kế cận lớp bít kín)

Nước thải từ bờ kè TSF được hướng qua rãnh chữ V trên đập tràn nơi dòng chảy được theo dõi liên tục và một mẫu nước được lấy hằng tuần. Nước thấm qua từ TSF đã duy trì được độ pH trong khoảng trung hoà (trị số trung bình 6,6) với tổng độ kiềm cao (trung bình 127 mg$CaCO_3$/L) và sunphát thấp (trung bình 63 mg/L).

Kết quả cho thấy hướng dẫn về sự xả thải đã đạt được ở mức phân vị thứ 99. Thành phần hoà tan chính yếu trong nước thấm là Ca, Mg và sunphát. Vì khả năng ôxy hóa thấp, nước thấm chứa một ít sắt hoà tan (trung bình 0,33 mg/L) và magiê (trung bình 3,3 mg/L). Magiê thoạt đầu được nêu bật là nguyên tố đáng quan tâm chính về việc xả thải vào Nam Mo. Để giải quyết vấn đề này, PBM đã cho lắp đặt một hệ thống xử lý đầm lầy gồm một ngăn đổ đầy đá chảy qua để loại bỏ Magiê ôxy hoá.

Kết luận

Vị trí mỏ Phu Kham đã đặt ra những thử thách đáng kể về việc quản lý chất thải, với một tỷ lệ lớn các vật liệu PAF trong một môi trường dốc đứng, vũ lượng cao và nhạy cảm. Những xác định sớm các nguy cơ trước khi khai thác mỏ và sự kết hợp các yêu cầu địa hoá để bao bọc vào với kế hoạch của mỏ đã giúp cho công ty PBM quản lý được ARD trong thời gian hoạt động mà không có những sự cố bất lợi nào đáng kể. Yếu tố chính để thành công trong kế hoạch quản lý là toàn công ty am hiểu về những nguy cơ liên hệ đến chất thải có tỷ lệ PAF cao và những hoạt động quản lý cẩn trọng với sự giám sát và tái duyệt kỹ thuật thường xuyên qua một cấu trúc uỷ ban chính thức.

Việc theo dõi hiệu suất toàn diện đã chứng minh được rằng với thiết kế tốt, chú trọng vào việc theo dõi hằng ngày, nguy cơ ARD có thể được quản lý theo cách xứng đáng với chi phí ngay từ lúc hoạt động khai thác bắt đầu. Sách lược quản lý đã được thực hiện trong thời gian hoạt động vẫn sẽ được tiếp tục sau khi đóng mỏ để giảm thiểu những nguy cơ ARD trong tương lai.

THAM KHẢO

Miller, SD, Rowles, T, Millgate, J, Morris, L, Pellicer, J, Gaunt, J (2012). 'Integrated acid rock drainage management at the Phu Kham Copper Gold Operation in Lao PDR' (Quản lý Tích hợp Nước thải có đá Axít tại Mỏ Khai thác Đồng Vàng Phu Kham ở Lào PDR), *Proceedings of the NinthInternational Conference on Acid Rock Drainage (Biên bản Hội nghị Quốc tế Lần thứ Chín về Nước thải có Đá Axít)* (ICARD), 20–26 tháng Năm năm 2012, Ottawa ON, Canada.

6.2 Quản lý chất thải mỏ để giảm thiểu AMD

6.2.1 Tổng quan

Hiện không có một giải pháp duy nhất nào để quản lý một cách an toàn chất thải mỏ, với rất nhiều điều kiện môi trường đặc biệt ở khu mỏ, loại quặng, địa hoá học, địa hình và các hạn chế khác. Tuy nhiên bất kỳ giải pháp quản lý chất thải nào được đề xuất, đều phải giảm thiểu được sự tương tác giữa chất thải và môi trường ở địa phương để tránh sản sinh ra axít, nước thấm hoà tan và khả năng tác động đến nước trên mặt đất và nước ngầm trong thời gian hoạt động và sau khi đóng mỏ.

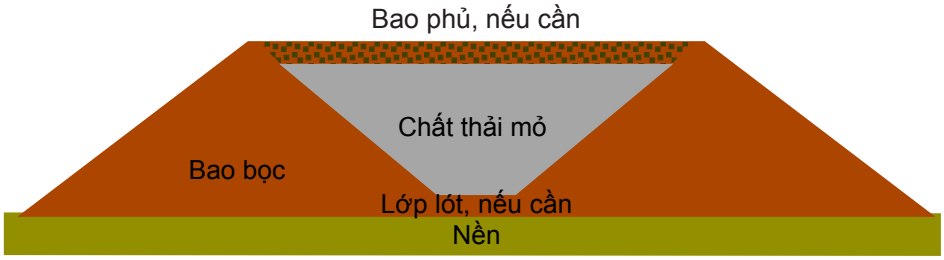
Các chi tiết đầy đủ về các vấn đề liên quan đến việc đổ bỏ và chứa chất thải và đóng TSF có trong cẩm nang *Tailings management (Quản lý chất thải mỏ)* có trong bộ cẩm nang này (DIIS 2016e). Phần này chú trọng vào các phương diện đặc biệt của việc quản lý chất thải để giảm thiểu nguy cơ AMD do các chất thải mỏ gây ra.

Chất thải liên quan đến việc sản xuất vàng và các kim loại kiềm đã thường được lắng cặn trong tình trạng ướt (bão hoà) trong thời gian hoạt động của mỏ và thường có độ pH kiềm do bởi sự bổ thêm vôi vào để làm cho quặng dễ nổi trên mặt nước và/hay trích suất được các khoáng chất nhắm đến. Do đó ngoài lớp bề mặt trên đống chất thải tiếp xúc với bầu khí quyển, chỉ có một nguy cơ nhỏ ôxy hoá của các đá quặng nghèo khoáng chất sunphít trong các tảng chất thải và sự sản sinh tiếp theo nước thải axít trong thời gian hoạt động của cơ sở. Trong khi người ta đã có những biện pháp đối với chất thải lắng cặn với hàm lượng nước ban đầu ít hơn (thí dụ như chất thải dầy hay chất thải xệt) và cho lắng cặn ở giữa để đạt được sự ổn định và củng cố tốt hơn, hàm lượng nước ở những chất thải như vậy vẫn còn khá cao.

Khả năng ôxy hoá của các chất thải dễ phản ứng được thúc đẩy chủ yếu bởi sự khuếch tán của ôxy qua bề mặt đã được làm cho khô của chất thải. Sản phẩm ôxy hoá khi ấy có thể được vận chuyển bởi nước trong chất thải và/hay nước mưa chảy từ bề mặt hay thấm qua đống chất thải.

Do bởi các chất thải mỏ thường được đổ dưới dạng bùn (với các độ cứng khác nhau), chỗ chứa trên mặt đất của chúng đòi hỏi những hình thức bao bọc nào đó (Hình 25). Tuy nhiên, hình thức bao phủ thay đổi. Lớp lót ở bên dưới có thể có hay có thể không cần thiết, tùy thuộc vào điều kiện của mặt đất và nguy cơ do nước trong chất thải mỏ gây ra.

Hình 25: Bao phủ chất thải mỏ dễ phản ứng



Trong giai đoạn đầu của thời gian mỏ hoạt động, tường bao quanh thường gồm các vật liệu đi mượn hay các đá đã bị ảnh hưởng bởi thời tiết ở các mỏ đã khai thác. Sau đó, nó có thể gồm việc sử dụng chất thải khô đã được xử lý lại với lớp bảo vệ ngoài cùng là đá thải và/hay đất lành tính. Trong một số trường hợp, khi có quá nhiều đá thải NAF và/hay AC và TSF nằm sát ngay bên cạnh hố mỏ, chu vi của TSF có thể được bao bọc bởi một lớp dầy các đá nầy. Việc này sẽ làm tăng thêm lợi thế cung cấp một lớp độn chống lại sự thất thoát của lớp bao phủ có thể xảy ra do tình trạng xói mòn.

Các chất thải mỏ phải được đổ với tỷ lệ chất rắn càng cao càng tốt để giới hạn nước lỗ rỗng được báo cáo là nước thấm. Việc này có thể được làm dễ dàng bằng cách sử dụng chất làm đặc ở tỷ lệ cao hay kỹ thuật làm cho chất thải mỏ trở thành dạng xệt. Sự làm khô do bốc hơi bằng chu kỳ lắng cặn chất thải mỏ giữa các ngăn, có khả năng phối hợp với các lớp chồng kho, phải được lợi dụng khi có thể được để hạn chế sự thấm nước trong thời gian hoạt động. Tuy nhiên sách lược này có thể làm cho chất thải mỏ có sunphít bị ôxy hoá.

Tác động của dòng nước mưa chảy liên tục sau khi đóng TSF có thể cần phải được xem xét. Lấy tỷ dụ, việc này có thể cần lắp đặt một lớp phủ trên mặt lưới thấm thấp (xem bên dưới) để giảm thiểu sự xâm nhập và một đập tràn để phóng thích nước làm giảm ngọn nước mà nếu không có thể thúc đẩy sự thấm qua theo chiều thẳng đứng nước ở các lỗ rỗng bị ô nhiễm hay gây ra sự sụp đổ tường ngăn đầy tai họa.

Như đã ghi nhận ở trên, chất thải mỏ thường được lắng đọng trong trạng thái bão hoà, ngược với các đá thải thường được để lắng trong tình trạng không bão hoà, qua đó gia tăng tốc độ ôxy hoá. Tuy nhiên, sau khi ngưng việc lắng cặn các chất thải, bề mặt của nước ngầm rơi vào khối chất thải, và mức độ thoát xuống lớn nhất ở gần tường ngăn, nơi mà những vật liệu thô nhất thường được đổ xuống. Tiến trình làm cho hết bão hoà này có thể làm cho chất thải mỏ tiếp xúc với ôxy và sự ôxy hoá, và sản phẩm ôxy hoá được xối trôi đi xuống phía dưới trong các thời kỳ ẩm ướt liên tiếp. Vì thế TSF kéo dài thời gian WRD một cách đáng kể trong viêc sản sinh ra một AMD tiêu biểu rõ ràng trong nước thấm từ dưới đáy.

Hiện có một số sách lược để giảm thiểu tiềm năng chất thải mỏ sản sinh ra AMD trong tương lai, tùy thuộc vào việc liệu chất thải này được đổ trong một TSF được xây dựng trên mặt đất hay dưới mặt đất trong một hố mỏ đã khai thác. Giải pháp thứ hai thường được sử dụng hơn trong các hoạt động khai thác mỏ nhiều hố trong đó hố khai thác đầu tiên sẽ được dùng để đổ chất thải từ các hố khai thác tiếp đó. Tuy nhiên việc dịch chuyển chất thải từ TSF đến hố mỏ vào cuối tiến trình vẫn là giải pháp thích hợp nhất để bảo đảm sự giảm thiểu dài hạn về nguy cơ AMD của chất thải ở một mỏ độc nhất.

Lưu ý là cam kết chuyển vị trí của chất thải mỏ từ TSF đến hố mỏ ở cuối tiến trình phải không được coi nhẹ. Nếu như hoạt động khai thác mỏ lộ thiên tiến dần đến giai đoạn khai thác ngầm dưới đất, có thể sẽ không có đủ khả năng chứa chất thải phụ thêm ở các mỏ lộ thiên. Trong trường hợp này vẫn cần phải có TSF trên mặt đất mặc dù với cỡ nhỏ hơn, phải được phục hồi và có thể cần phải được quản lý đáng kể liên tục.

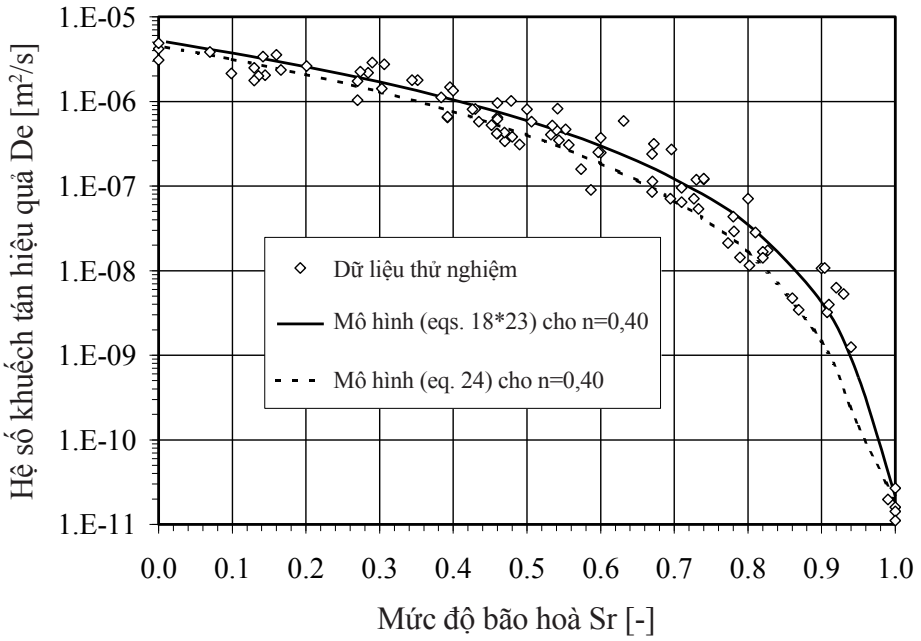
6.2.2 Lớp nước phủ trên chất thải mỏ

Chất thải mỏ có thể được giữ vĩnh viễn dưới nước. Người ta đã thấy giữa mức độ bão hoà của các vật liệu hạt mịn (như chất thải mỏ) và tốc độ ôxy hoá sunphít có mối quan hệ trường cửu (Dagenais và cộng sự 2006; Hutchinson & Brett 2006; Bussière 2007). Tốc độ khuếch tán của ôxy xuyên qua nước sẽ chậm hơn khoảng 10.000 lần trong không khí. Điều này giải thích tại sao việc bao phủ bằng nước lại hiệu quả đối với việc giảm thiểu tốc độ ôxy hoá sunphít.

Hình 26 cho thấy mối quan hệ giữa hệ số khuếch tán ôxy và mức độ bão hoà của đất hay các loại đá xốp. Sự khuyếch tán ôxy sẽ nhanh chóng hạ giảm tầm cỡ xuống khoảng ba hay bốn lần trong khi mức độ bão hoà tăng lên trên 85%. Như thế, nếu mức độ bão hoà trong chất thải có thể được duy trì trên mức 85%, tốc độ ôxy hoá có thể được giảm xuống đến mức tương tự như tốc độ có thể đạt được sử dụng lớp nước phủ tự do bên trên chất thải.

Nếu tính đến chuyện bao phủ bằng nước cho TSF trên mặt đất, hoạt động này phải trong một vùng khí hậu với mức quân bình nước thường niên thuận lợi tích cực hay nếu không thì địa hình phải như thế nào để có thể thu được nước từ các lưu vực ở địa phương để duy trì lớp nước mặt. Điều này bình thường đòi hỏi một mạng lưới khí hậu quân bình nước tích cực, thông thường việc áp dụng ở Úc được giới hạn ở Victoria, Tasmania và các vùng nhiệt đới nhiều mưa. Việc bao phủ bằng nước trên các chất thải dễ phản ứng đã được sử dụng ở Canada (Ludgate và cộng sự 2003), trong vùng nhiệt đới xích đạo và vùng khí hậu ôn hoà ở Úc.

Hình 26: Hệ số khuếch tán so với mức độ bão hoà của các vật liệu xốp



Tài liệu: từ Bussière (2007)

Việc đổ đầy trở lại môt hố mỏ với các chất thải, khi các vật liệu sunphít được duy trì ở mức dưới mực nước ngầm được phủ lại và phần còn lại của hố mỏ được đổ đầy bằng các vật liệu lành tính, sẽ có những thuận lợi nội tại đối với giải pháp nước tự do trên mặt:

- Chất thải có thể được bao phủ bởi mực nước ngầm được phục hồi
- Có thể sẽ không có vấn đề với sự ổn định lâu dài của cấu trúc bao quanh.
- Sách lược này có thể được sử dụng trên nhiều vùng khí hậu rộng lớn hơn.

Trái với giải pháp đổ đầy lại các hố mỏ, các bờ kè chung quanh TSF phải được xây dựng để cung cấp đủ yếu tố an toàn để giảm thiểu nguy cơ xập bờ kè đến các mức độ chấp nhận được.[41]

Để có hiệu quả, lớp nước phủ đòi hỏi địa hình và vũ lượng cung cấp một độ sâu tối thiểu của nước từ 1.5–2 m, và hơn nữa càng tốt, tùy thuộc vào khả năng treo trở lại chất thải hạt mịn dễ phản ứng bởi các hoạt động sóng và dòng trên mặt (Catalan & Yanful 2002). Việc xối trôi đi lớp nước phủ hằng năm bởi nước từ các vùng lân cận chảy ngang qua càng nhiều chừng nào thì càng tốt chừng đó. Tính khả thi của sách lược quản lý chất lượng nước dài hạn này sẽ được xác định bởi địa hình và khí hậu của mỏ.

Lớp nước bao phủ đã được thành lập như là phương pháp tiên tiến của ngành kỹ nghệ chủ yếu cho các vật liệu thải không ôxy hoá khi mà sự quân bình về địa hoá, khí hậu, lưu vực và sự quân bình ròng của nước cho phép. Sách lược này không được đề xuất cho chất thải sunphít (chất thải mỏ hay đá thải) đã được ôxy hoá đáng kể và chứa một lượng lớn sản phẩm ôxy hoá sẵn sàng hoà tan. Đối với các vật liệu ôxy hoá, một lớp phủ hạn chế sự xâm nhập là giải pháp thích hợp nhất.

Việc phủ bằng nước có thể là giải pháp tương đối không phức tạp và hiệu quả so với chi phí dành cho các đập chất thải đã được xây dựng như là những cấu trúc chứa nước một cách kỹ thuật. Tuy nhiên, đa số các khu chứa chất thải đều được xây dựng như những cơ sở chứa các chất rắn và không có khả năng chịu đựng được tình trạng giữ nước. Các lớp phủ bằng nước trên những cấu trúc này có thể được thiết kế nhưng đòi hỏi nhiều nỗ lực và tốn kém hơn và có thể cả việc bảo trì hơn các đập được xây dựng thành các cấu trúc chứa nước với các yếu tố an toàn thích hợp. Việc không bỏ ra đầy đủ nỗ lực và phí tổn có thể dẫn đến sự sụp đổ các bờ kè đầy tai hoạ như trường hợp đã xảy ra vào tháng Tám năm 2014 tại mỏ đồng và vàng Mt Polley ở Canada (Chính phủ British of Columbia 2015).

Một hệ thống bao phủ hỗn hợp—một hồ trung tâm vĩnh viễn với lớp phủ vòng chung quanh 'khô'—là một chọn lựa có thể được thiết kế để bảo đảm mặt nước ngầm được giữ đủ thấp ở khu vực gần tường đập, có thể chưa được xây dựng theo tiêu chuẩn giữ nước dài hạn, để cung cấp đủ yếu tố an toàn về địa kỹ thuật. Hệ thống bao phủ đã được lắp đặt tại mỏ Henty ở Tasmania là trường hợp điển hình của phương pháp này.[42]

Một mực nước ngầm tăng cao (so với bề mặt nước chung quanh) được duy trì trong phạm vi một TSF đóng cửa hẳn cũng có thể là một giải pháp khả thi đối với cách bao phủ trên mặt bằng nước nếu thỏa mãn được một số điều kiện đặc biệt. Mực nước ngầm thấp sẽ làm dễ dàng sự có đủ yếu tố an toàn địa hoá cho cấu trúc. Để cho chọn lựa này có thể thực hiện được, các dư lượng ANC trong cột chất thải bên dưới mực nước ngầm phải đủ để có thể trung hoà tất cả khả năng sản sinh ra axít ở lớp chất thải mỏ chưa bão hoà còn nằm bên trên mực nước ngầm.

6.2.3 Bao phủ chất thải mỏ

Nếu không thể duy trì được toàn bộ hay một phần lớp nước phủ, cần phải đặt hệ thống phủ để hạn chế sự xâm nhập của nước mưa và/hay khuếch tán ôxy. Tuy nhiên khối chất thải được củng cố một phần thường hiện diện ở cuối thời kỳ khai thác gây ra những thử thách đối với thiết kế và việc đặt để hệ thống bao phủ.[43]

Trong nhiều trường hợp, các vật liệu hạt mịn có nguồn gốc từ nơi khác được đề xuất lấy làm một thành phần trong hệ thống bao phủ chất thải và đá thải. Với giả định rằng có thể có được vật liệu như vậy, điều này thường đòi hỏi mở một hố mỏ đi mượn để trích suất một thể tích thường khá lớn, và nhu cầu tiếp đó để phục hồi khu vực của vùng đi mượn. Chi phí cho việc thu thập vật liệu như thế này có thể rất cao nếu khoảng cách vận chuyển quá lớn.

Tuy nhiên, đặc tính tự nhiên của các chất thải mỏ là có hạt mịn và có thể có nhiều đặc tính, ngoài việc có hàm lượng sunphít cao, đòi hỏi phải hạn chế hiệu quả sự xâm nhập và khuếch tán ôxy của lớp bao phủ. Việc này đã dẫn đến thời gian thử nghiệm ban đầu và các áp dụng quy mô sau đó để khử lưu huỳnh cho các chất thải—đó là tách ra một cách cố ý một lượng lớn sunphít (thường bằng cách thả bọt nổi, mặc dù phương pháp tách bằng trọng lực cũng có thể là một chọn lựa trong một số trường hợp) để sinh ra sản

41 Xem trường hợp nghiên cứu Benambra trong cẩm nang phương pháp tiên tiến *Tailings management (Quản lý chất thải mỏ)* (DIIS 2016e).

42 Xem trường hợp nghiên cứu trong cẩm nang *Tailings management (Quản lý chất thải mỏ)* (DIIS 2006e).

43 Những thử thách này và cách khắc phục chúng trong thời gian hoạt động của TSF được mô tả trong cẩm nang *Tailings management (Quản lý chất thải mỏ)* (DIIS 2006e)

phẩm có thể được sử dụng để bao bọc/phục hồi dần dần (thí dụ trong TSF có nhiều ngăn) trong thời gian hoạt động khai mỏ. Thực vậy, hệ thống chất thải bùn cung cấp phương pháp động lực lý tưởng để chuyển tải và đặt các lớp bao phủ như vậy (Duckett & O'Kane 2006).

Các chất thải mỏ đã tách lưu huỳnh được sử dụng để bao phủ hoạt động khai mỏ Inco Copper Cliff ở Sudbury, Canada (Hanton-Fong và cộng sự 1997) và các chất thải mỏ không có lưu huỳnh cũng đã được sử dụng như là lớp phủ cuối cùng tại mỏ thiếc Renison Bell ở Tasmania.

Việc áp dụng lớp phủ chất thải không có lưu huỳnh ở Renison đã được hỗ trợ mạnh mẽ bởi mô hình địa hóa học chi tiết và vận chuyển-phản ứng (Romano và cộng sự 2002) và xuất hiện trong một trường hợp nghiên cứu của ấn bản đầu tiên của cẩm nang này (Môi trường Úc 1997). Mỏ giờ đây thuộc quyền sở hữu và do Công ty TNHH Hợp doanh Bluestone Mines Tasmania điều hành. Các hồ sơ theo dõi chất lượng nước cho điểm nước thấm chính từ hai đập chất thải đã cung cấp những bằng chứng rõ ràng về tính hiệu quả của hệ thống bao phủ này, bắt đầu được áp dụng từ cuối thập niên 1990. So với năm 1994 đã có sự gia tăng hằng năm về độ pH từ 4,1 lên 5,7, giảm 10 lần độ axít (mg $CaCO_3$/L) và nồng độ của Fe và Zn, giảm ba lần Mn và 24 lần Al trong nước thấm qua. Với mức độ phóng thích của nước thấm giờ đây bằng phân nửa của năm 1994, đã giảm bớt đáng kể khối lượng kim loại và độ axít hằng năm.[44]

Việc khử lưu huỳnh của chất thải mỏ có thể được áp dụng rộng rãi hơn để giảm thiểu nguy cơ AMD của vật liệu này đối với môi trường. Trường hợp nghiên cứu 8 cho thấy tính hiệu quả của việc này trong việc giảm thiểu các di sản môi trường tương lai của hệ thống bỏ chất thải mỏ ở ven sông tại Pa-pua Niu Ghi-nê.

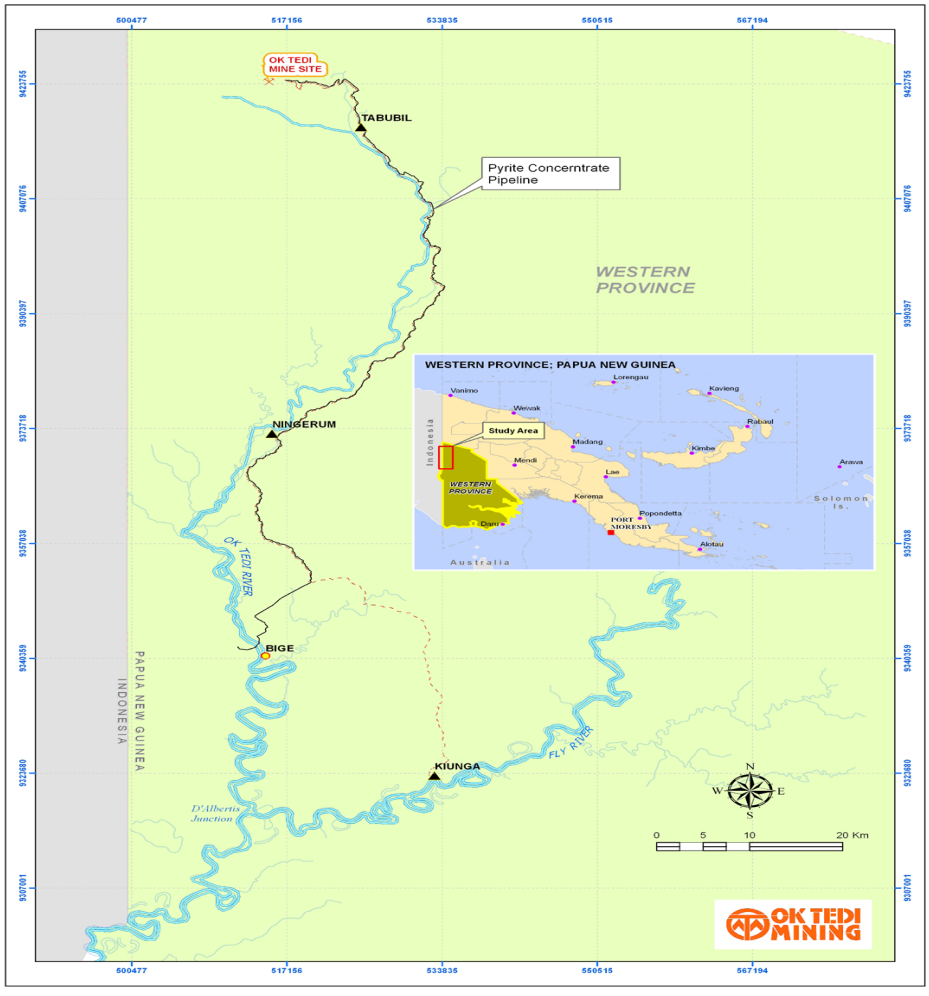
Bất kể chọn lựa giải pháp đóng mỏ cuối cùng nào, thiết kế TSF theo phương thức tiên tiến của chất thải mỏ có sunphít phải lưu ý đến nhu cầu tối ưu hoá một cách bền vững sự bão hoà (tức là hàm lượng nước) của khối chất thải thí dụ như trạng thái nguyên vẹn địa hoá của khối vật liệu và trạng thái nguyên vẹn địa kỹ thuật của cấu trúc bao bọc có thể được duy trì trong thời gian dài.

44 Trong trường hợp nghiên cứu trong cẩm nang phương thức tiên tiến do Hội đồng Khoáng sản Úc (MCA 2015b) xuất bản hồi gần đây có thêm thông tin về sự phục hồi chất thải mỏ ở Renison.

Trường hợp nghiên cứu 8: Loại bỏ sunphít từ chất thải mỏ để cải thiện viễn ảnh đóng cửa, mỏ Ok Tedi, Pa-pua Niu Ghi-nê.

Bối cảnh

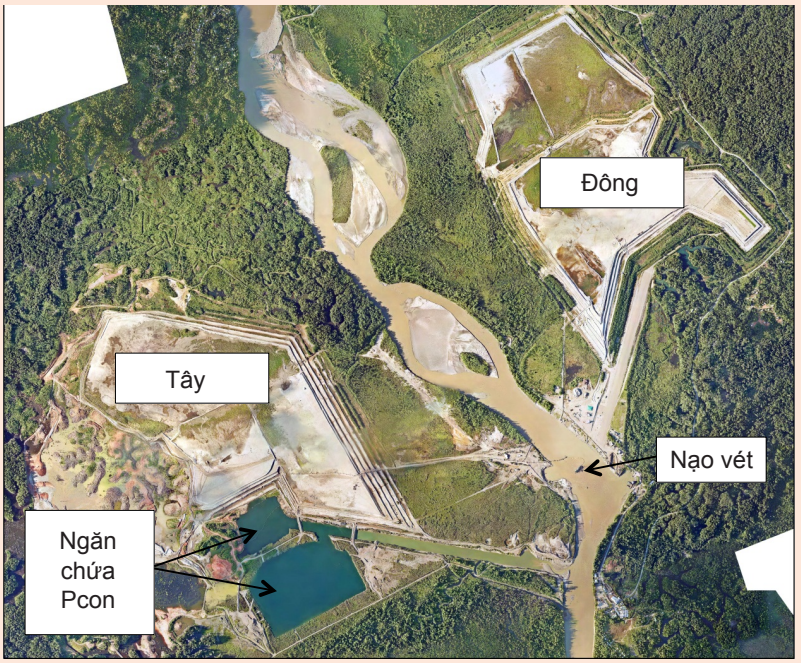
Công ty TNHH khai thác mỏ Ok Tedi (Ok Tedi Mining Limited - OTML) điều hành mỏ đồng và vàng lớn ở vùng Núi Star Tỉnh Phía Tây Pa-pua Niu Ghi-nê. Việc quản lý chất thải ở mỏ Ok Tedi rất phức tạp do người ta không thể xây dựng một TSF thông thường bên cạnh mỏ. Và hậu quả là mỏ phải theo cách thực hành đổ các chất thải khoan được xuống dòng sông Ok Tedi (chữ Ok trong tiếng địa phương có nghĩa là con sông) và con sông này chảy vào Sông Fly ở chỗ hợp lưu D'Albertis trước khi cuối cùng đổ vào vùng châu thổ Vịnh Pa-pua. Hình 1 cho thấy vị trí của khu mỏ.



Hình 1: Vị trí của khu mỏ Ok Tedi, dự án nạo vét Bige và khu chứa tinh quặng pyrit (Pcon)

Giảm thiểu nguy cơ AMD của chất thải mỏ ven sông

Để giảm thiểu hiệu ứng của việc đổ bỏ chất thải mỏ ven sông, OTML đã thực hiện cuộc nạo vét ở Bige, khoảng 100 cây số hạ lưu của khu mỏ từ năm 1998. Việc nạo vét đã thu được những chất thải mỏ cỡ hạt cát (ước tính vào khoảng 70% chất thải mỏ) bên cạnh cát thu được từ các bãi đá thải (waste rock dump - WRD), các lớp trầm tích thu được từ sự xói mòn tự nhiên và có từ trước. Trong năm 2014, đã có 18,8 triệu tấn (Mt) cát được nạo vét từ lòng sông và được đổ lên các bãi chứa được thiết kế dọc hai bên bờ sông Ok Tedi. Hình 2 cho thấy một số các bố trí trong khu vực.



Hình 2: Không ảnh vị trí nạo vét Bige. Con sông Ok Tedi chảy từ đỉnh xuống đáy. Có những bãi chứa ở cả hai bên của con sông với tinh quặng pyrít (Pcon)

Việc đổ các chất thải dọc bên sông tạo ra nguy cơ AMD phát triển trong lớp phù sa lắng cặn hai bên bờ và các vật liệu nạo vét được trừ khi những biện pháp kiểm soát được thực hiện. Điều may mắn là các chất lắng cặn khoáng chất ở Ok Tedi nằm trong môi trường chủ yếu là đá vôi. Người ta đã đổ thêm đá vôi vào các WRD dẫn đến kết quả ANC tương đối cao trong các đá thải thu được từ các lớp trầm tích ở dòng sông.

Vào đầu năm 2000, ban giám đốc của OTML đã nhận ra từ các mô hình khối của quặng rằng quặng cung cấp mức độ lưu huỳnh được tính toán có thể tăng lên thành 8% vào dự kiến cuối thời gian mỏ hoạt động (khi ấy là năm 2013 và giờ đây là 2026). Hiệu ứng của sự gia tăng này đã làm tăng nguy cơ AMD hiện tại lên đến một mức độ không thể chấp nhận được. Để kiểm soát sự phát triển nguy cơ AMD, OTML đã cho thực hiện dự án chất thải mỏ (MWTP) trong năm 2008.

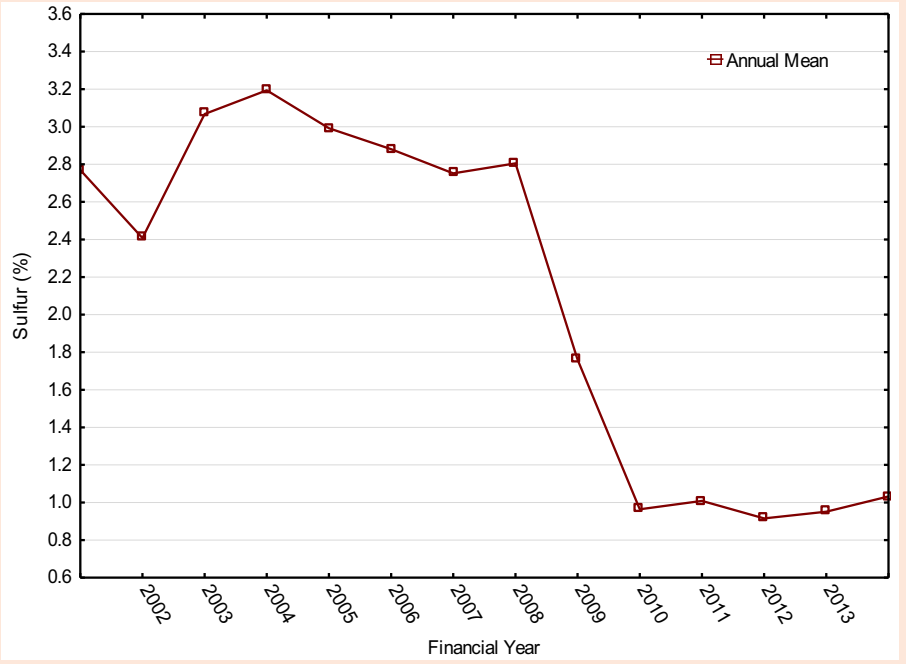
Dự án MWTP gồm một nhà máy xử lý chất thải có nhiệm vụ xử lý chất thải tinh quặng đồng để loại bỏ pyrít như là tinh quặng (Pcon) và sản sinh ra dòng chất thải không có pyrít với mục tiêu hàm lượng lưu huỳnh trung bình ít hơn 1% được xả thải vào con sông. Nhà máy xử lý chất thải (Hình 3) được thiết kế để xử lý trên 20 triệu tấn chất thải mỗi năm để đáp ứng mục tiêu cung cấp mức độ lưu huỳnh trung bình đến 8%. Tổng tiền vốn và chi phí điều hành dự án MWTP tính đến cuối năm 2014 là hơn 510 triệu mỹ kim.

Hình 3: Nhà máy xử lý chất thải

Pcon được di chuyển qua đường ống dài 130 cây số đến Bige (Hình 1), tại đây vật liệu này được chứa dưới tầng nước ngầm tự nhiên trong các hố đã được nạo vét bên bờ tây của sông Ok Tedi. (Hình 2). Khi hố Pcon được đổ đầy, chúng được phủ lên với ít nhất là 12 mét cát NAF đã nạo vét được. Lớp phủ cát dầy đã nâng mực nước ngầm tự nhiên trong ngăn thông qua tiến trình gò nước ngầm. Mực nước ngầm đã được lập mô hình theo một số các khung cảnh vũ lượng khác nhau và được thấy là cao hơn bề mặt của tinh quặng Pcon lắng cặn trong những năm khô hạn nhất. Tình trạng bão hoà thường trực sẽ bảo đảm sự cô lập lâu dài của Pcon không bị tiếp xúc với ôxy trong bầu khí quyển và như thế tránh bị ôxy hoá.

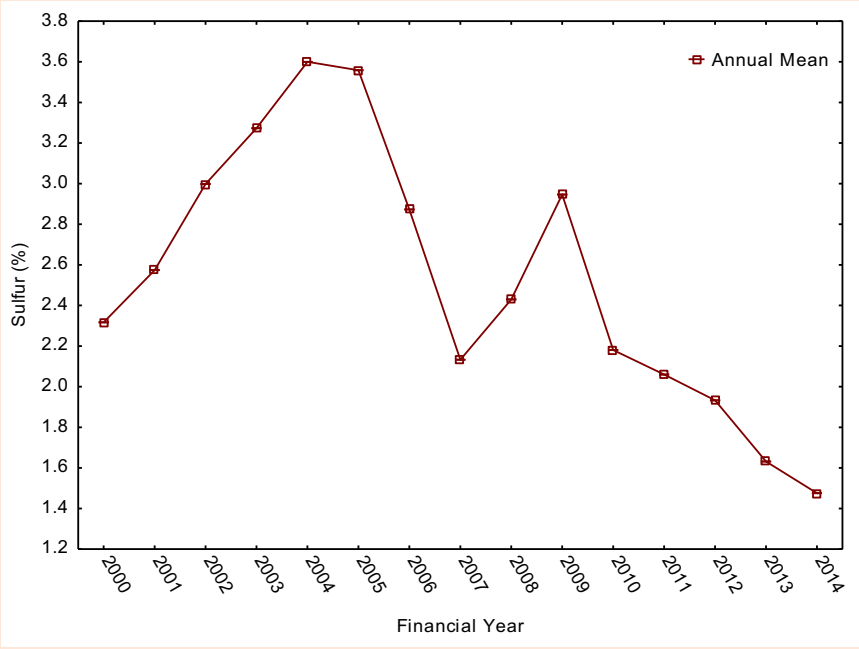
Theo dõi hiệu suất

Từ khi thực hiện dự án MWTP, người ta thấy hàm lượng lưu huỳnh trong chất thải mỏ sụt giảm thấy rõ với 1% mục tiêu luôn luôn đạt được trên cơ sở trung bình hằng năm kể từ năm 2010 (Hình 4).



Hình 4: Chuỗi thời gian tập trung lưu huỳnh trong chất thải mỏ trong năm tài chánh 2000–01 đến 2013–14

Điều quan trọng hơn là hàm lượng pyrít của lớp trầm tích trong hệ thống sông đã giảm xuống kể từ khi thực hiện MWTP. Bãi chứa cát nạo vét được ở Bige có tiềm năng AMD đặc biệt vì vật liệu này tương đối thô và thoát nước tự do với mức độ lưu huỳnh tăng cao (3% trước khi thực hiện MWTP và dự kiến tiếp tục tăng đến mức 8%). Từ mức độ 3% trước khi có MWTP trị số trung bình của lớp trầm tích đã giảm xuống còn 1,5% trong các năm 2013–14 (Hình 5). Cũng cần lưu ý là nồng độ lưu huỳnh ở Bige phải mất vài năm mới giảm xuống sau khi bắt đầu phóng thích 1% chất thải lưu huỳnh từ mỏ. Lý do của sự đáp ứng trễ này là vì vật liệu nạo vét được ở Bige được cấu thành bởi sự phối hợp của chất thải mới được phóng thích và các vật liệu với nồng độ lưu huỳnh cao hơn nhiều đã được lắng cặn trong suốt 130 cây số thượng nguồn của Bige, trước khi có MWTP.



Hình 5: Sự thay đổi về nồng độ của lưu huỳnh trong lớp trầm tích nạo vét được trong năm tài khoá 2000–01 đến 2013–14

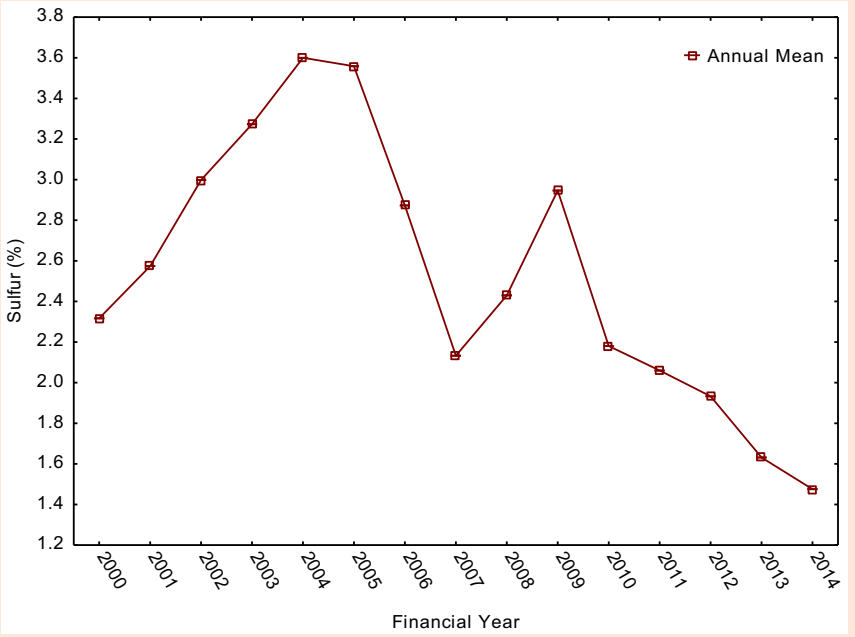
Bên cạnh việc loại bỏ pyrít trong chất thải mỏ, OTML còn thêm đá vôi (và từ đó thành ANC) vào hệ thống sông. Việc này đạt được bằng hai cách:

- thêm đá vôi vào WRD bị thất bại bên sườn núi dốc đứng của thượng nguồn hệ thống Ok Tedi
- thêm vào khoảng 4.000 tấn đá vôi mỗi ngày (từ năm 2011) thông qua mạch nghiền của máy tuyển quặng.

Lý do của việc cho thêm đá vôi qua máy nghiền là nó trực tiếp thêm ANC vào với phần trầm tích mịn hơn trong hệ thống các con sông, kể cả những vật liệu nạo vét được ở Bige và lớp trầm tích được vận chuyển xuống dưới hạ nguồn đến khu đồng bằng ngập lũ của Ok Tedi.

Một số đo của nguy cơ AMD là tỷ lệ của ANC đối với MPA được tính toán từ hàm lượng pyrít của lớp trầm tích. Tỷ lệ ANC:MPA thấp hơn 1 cho thấy khả năng cao sẽ sản sinh ra axít trong khi tỷ lệ lớn hơn 1 cho thấy khả năng sản sinh ra axít thấp. Tỷ lệ ANC:MPA càng cao chừng nào, thì người ta càng có thể tin rằng khả năng sinh ra axít ròng sẽ không xảy ra trong tương lai. Trong trường hợp của phần nhỏ cát (thí dụ như vật liệu bao phủ ở Bige) có nguồn gốc từ quặng Ok Tedi và chất thải, nguy cơ sản sinh ra AMD có thể trở nên không đáng kể trên tỷ lệ ANC:MPA là 1,5.

Sự phối hợp giữa MWTP và thêm vào đá vôi cho thấy tỷ lệ ANC:MPA trong các vật liệu nạo vét được đã cải thiện thấy rõ kể từ năm 2004 (Hình 6).



Hình 6: Chuỗi thời gian tỷ lệ ANC:MPA trong chất trầm tích ở Bige trong năm tài khoá từ 2000

Người ta có thể thấy tỷ lệ ANC:MPA tăng từ một con số thấp 0,6 trong năm 2004–05 lên đến 2,3 trong năm 2013–14. Điều này có nghĩa là những vật liệu nạo vét được hiện được sản sinh ở Bige có thể được sử dụng như lớp phủ NAF đối với những chỗ đổ bỏ vật liệu PAF cũ và OTML có thể phục hồi các đống đá với tương đối ít nguy cơ của các điểm nóng axít phát triển trên bề mặt đã được che phủ của nó.

Kết luận

Trong khi kinh nghiệm của Ok Tedi là không điển hình do bởi việc sử dụng hình thức đổ chất thải dọc ven sông, thế nhưng nó có thể được xem là, qua sự thực hiện MWTP, phối hợp với việc đổ thêm đá vôi vào WRD và những quặng nghiền nát, đã có sự hạ giảm rõ rệt nguy cơ AMD liên quan đến hoạt động khai thác mỏ và cuối cùng là sự đóng mỏ. Việc sử dụng cách thức loại bỏ lưu huỳnh trong chất thải đã giảm thiểu được cả những nguy cơ AMD ở hạ nguồn và sản sinh ra vật liệu phủ NAF thích hợp là một thí dụ của sự thực hiện phương thức tiên tiến kỹ thuật này.

6.3 Hệ thống phủ đất lên trên đá thải và chất thải mỏ

Hầu hết các cơ sở chứa chất thải đều nằm trên mặt đất, dẫn đến địa hình nâng cao. Cần có các cách thức xử lý khác nhau cho những chỗ có phần trên cùng phẳng và cho các bên sườn dốc của những cơ sở chứa chất thải này.

6.3.1 Bao phủ lớp trên cùng phẳng

Các lớp phủ lên bề mặt phẳng một hay nhiều lớp các vật liệu địa hoá lành tính với các đặc tính vật lý đặc biệt nhằm mục đích để hạn chế nước mưa thẩm thấu và/hay ôxy xâm nhập vào các chất thải trong bãi chứa dễ phản ứng. Trong phần này và trong tài liệu tham khảo được trích dẫn có thêm thông tin về các đặc tính của vật liệu cần thiết.

Các lớp phủ bằng đất phải được duy trì được ở mức độ thấp có thể chấp nhận được nguy cơ gây hại cho xã hội và môi trường từ AMD trong một thời gian dài. Chúng cũng phải có khả năng chống lại được sự đục thủng xuyên qua do sự xói mòn, rễ cây hay động vật đào hang. Những thành phần được liệt kê dưới đây (theo thứ tự từ trên mặt) có thể làm thành hệ thống che phủ nhưng phải lưu ý rằng các yếu tố thiết kế (và độ dày của nó) cuối cùng được bao gồm tùy theo khí hậu đặc biệt ở khu mỏ, các đặc tính địa hoá học và vật lý của chất thải, các vật liệu có sẵn và yêu cầu hiệu suất. Lấy tỷ dụ tại hầu hết các mỏ than đá ở Úc, loại đá trầm tích có sẵn thường không đủ hiệu năng để xây dựng và duy trì được lớp ngắt lực mao dẫn. Tại những khu khai thác này, việc xây dựng lớp ngắt lực mao dẫn trong hệ thống bao phủ không chỉ rất tốn kém mà còn dễ bị thất bại qua các lớp khác nhau và sự di chuyển của các hạt nhỏ vào lớp ngắt lực mao dẫn trong thời gian dài.

Những thành phần của hệ thống che phủ bằng đất gồm:

- lớp đất mặt—thường là thành phần chính, đòi hỏi khả năng chứa nước cao, một khả năng chu kỳ bổ dưỡng vừa phải và độ sâu đầy đủ (>0,5m) đối với các rễ cây
- ngắt lực mao dẫn bên trên—đá mới lành tính, bền với độ mịn tối thiểu, nếu cần để hạn chế rễ cây đâm xuyên qua vào lớp bít kín bên dưới; lớp này đòi hỏi trị số không khí vào thấp (áp lực thôi bão hoà), khả năng chứa nước thấp và độ dày ít nhất bằng hai lần chiều cao của lực mao dẫn hút lên
- lớp bít kín—thành phần chính gồm đất sét nén, nếu có, chất thải mỏ nén hay lớp đất sét hợp chất địa tổng hợp; lớp này đòi hỏi độ thấm nước thấp ($<10^{-8}$m/s) để giữ lại nước mưa thấm qua và trị số thông khí cao để duy trì độ bão hoà giảm thiểu hệ số khuếch tán của ôxy
- ngắt lực mao dẫn thấp—nếu các chất thải mỏ là muối và/hay có khả năng hình thành axít, giới hạn sự chuyển dịch ngược lên trên những chất ô nhiễm vào lớp bao phủ.

Trong điều kiện khí hậu ướt, nơi nào khó ngăn chặn nước mưa thấm qua, chức năng chính của lớp phủ đất là hạn chế sự xâm nhập của ôxy và nhờ đó hạn chế sự ôxy hoá của các chất thải chứa trong bãi dễ phản ứng và sự sản sinh ra AMD.

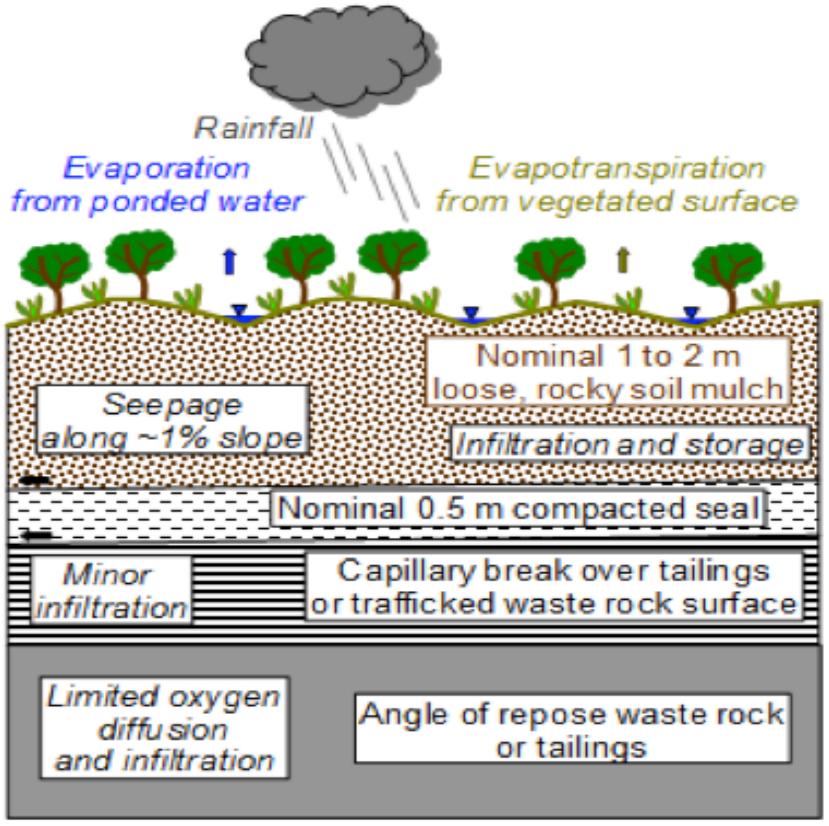
Một lớp phủ rẽ nước hay rào chắn thông thường gồm lớp bít kín đất nén như đất sét dầy khoảng 0,5 m, được phủ lên trên một môi trường phát triển có thể dầy khoảng 0,3 m. Độ dầy của lớp môi trường phát triển có thể giúp cỏ mọc nhưng không đủ dầy cho hầu hết các bụi cây nhỏ và cây lớn. Nó cũng có thể quá mỏng đối với tất cả trừ trường hợp khí hậu ẩm ướt quá, khi mùa khô kéo dài có thể làm khô lớp đất sét bên dưới dẫn đến vấn đề nứt nẻ và không hoạt động tốt. Lấy tỷ dụ các mô hình hiệu suất lớp bao phủ đã cho thấy là lớp phủ bên trên có độ dày ít nhất 1 mét và có thể trên 2 m cần có để duy trì độ bão hoà của lớp đất sét của khí hậu nhiệt đới ướt—khô.

Các lớp bao phủ có lớp ngăn đất sét không được đề xuất sử dụng cho các chất thải mềm. Một lớp bít kín đất sét nén phủ lên trên đống chất thải chưa được củng cố trước thường sẽ bị thất bại vì sức ép rõ ràng gây ra bởi các lớp khác nhau của khối chất thải.

Các lớp bao phủ hình mái hay rào chắn đã được sử dụng với mức thành công vừa phải trên cả hai mặt phẳng và sườn dốc đứng tại một số vị trí mỏ thời tiết ẩm ướt kể cả mỏ quặng sắt sông Savage ở vùng Tây Bắc Tasmania (xem trường hợp nghiên cứu 5 trong cẩm nang này và ở các vùng khí hậu ướt ở nước ngoài. Một lớp phủ có thảm thực vật mọc tốt có thể đối phó được với lượng nước mưa nhiều trong khi hạn chế được sự xói mòn quá mức. Ở những nơi có điều kiện khí hậu ướt—khô theo mùa, nơi khó duy trì được lớp phủ đất trong tình trạng bão hoà, chức năng chính của lớp phủ đất là giới hạn sự thẩm thấu của nước mưa vào chất thải (Hình 27). Để có thể xây dựng một hệ thống bao phủ trên các chất thải mỏ, có thể trước hết phải cần triển khai một nền tảng xây dựng trên chất thải. Việc này cũng có công dụng như lớp ngắt lực dẫn mao mạch, nếu thấy thực tế và cần thiết.

Việc công nhận những thiếu sót có thể có của lớp phủ rẽ nước hay rào chắn tại các vị trí mỏ khí hậu khô, hệ thống phủ chứa và phóng thích kết hợp một lớp ngắt lực mao dẫn đã được triển khai vào khoảng giữa thập niên 1990 để bao phủ WRD tại mỏ vàng Kidston ở Bắc Queensland (Williams và cộng sự 2006). Hệ thống được thiết kế để giữ nước mưa trong mùa mưa mà không tạo ra tình trạng phân thủy vì rằng nước quá nhiều chảy đi sẽ dẫn đến sự xói mòn, và rồi phóng thích nước đã chứa trong mùa khô qua sự thoát hơi nước, mà không có lưới nào bị ướt hay làm khô đi lớp phủ từ năm này qua năm nọ. Lớp phủ chứa-và-phóng thích có thể giới hạn đáng kể sự thẩm thấu lượng nước mưa trung bình hằng năm (Williams và cộng sự 2006), nhờ đó giảm bớt tình trạng ướt tiếp diễn lớp thải mỏ bên dưới và sinh ra nước thấm. Các tài liệu tham khảo khác về tính hiệu quả của lớp phủ chứa-và-phóng thích được trình bày trong O'Kane và Ayres (2012).

Hình 27: Lược đồ lớp phủ chứa/phóng thích



Tài liệu: Williams và cộng sự (1997)

Các yếu tố quyết định đưa đến thành công của lớp phủ chứa/phóng thích là:

- bề mặt trên cùng đổ đống / đổ từ xe tải để tránh bị chảy đi
- có đủ độ dầy lớp đá rời để có thể chứa được nước từ những trận mưa kéo dài
- lớp bít kín có sức thấm nước đủ thấp để giữ cho hầu hết nước mưa thâm nhập nằm ở lớp đất đá rời
- lớp phủ thực vật chịu đựng được để thoát hơi nước mưa chứa bên dưới không thể bốc hơi được.

Hệ thống bao phủ Kidston được coi là thành công nếu nhìn từ quan điểm hạn chế sự thẩm thấu ròng (Williams và cộng sự 2006). Tuy nhiên, lớp phủ được đặt lên trên cùng của WRD cho đến khi đóng mỏ sau khi đã tiếp xúc nhiều năm dài với ôxy và sự xâm nhập của nước mưa, tiếp tục rút xuống và sản sinh ra nước thấm kém chất lượng, lại hiện ra ở những điểm thấp chung quanh các nhánh của cơ sở. Sự việc này đã cho thấy những khó khăn khi phải kiểm soát ngược sự sản sinh ra nước thấm AMD bởi việc lắp đặt một lớp phủ sau khi đã xảy ra sự ôxy hoá đáng kể và sự xâm nhập của nước mưa vào WRD không được che phủ.

Nhiều thông tin về thiết kế của hệ thống phủ và sự mô tả đặc tính cùng các đặc tính của vật liệu được sử dụng để xây dựng chúng có trong Hướng dẫn GARD và trong một báo cáo đầy đủ bốn tập được chương trình MEND của Canada xuất bản (MEND 2004).

6.3.2 Xử lý sườn dốc bên ngoài

Sườn dốc bên ngoài của khu chứa chất thải mỏ cần thiết phải dốc đứng, và sự ổn định của nó thường gặp khó khăn về lâu dài do bởi cách thực hành như:

- đỉnh hình lại (san phẳng) sườn dốc bằng xe ủi-việc này làm giảm độ 'nhám' của bề mặt bằng cách nghiền và chôn các vật liệu hạt thô, dẫn đến kết quả tăng thêm nước chảy trôi và giảm bớt sự kháng lại xói mòn.
- tăng chiều dài của sườn dốc bằng sườn bằng phẳng của một độ cao cho sẵn—việc này tăng lưu vực và khả năng xói mòn đối với việc xử lý một bề mặt cho sẵn
- tập trung vào nước mưa chảy ở các viền và nước chảy xuống sườn dốc—việc này gia tăng khả năng xói mòn theo đường hầm và khe
- xây dựng các cấu trúc thoát nước không có đủ do bởi sự lún xuống bên dưới, đặc biệt ở các vỉa mỏ vòng quanh và ở các chỗ nối
- đổ các vật liệu để tăng trưởng hạt nhỏ và/hay rải ra trên các sườn dốc đặc biệt có khuynh hướng bị xói mòn.

Các sườn dốc của bờ kè bên ngoài WRD và TSF thường có đủ độ ổn định địa kỹ thuật và xói mòn. Tuy nhiên việc phục hồi thông thường các sườn dốc như vậy với độ ổn định đầy đủ địa kỹ thuật nhưng lại không đầy đủ về sự ổn định xói mòn. Các phương pháp thay thế để tạo ra các sườn dốc ổn định cuối cùng, rút ra các chất ổn định ở chung quanh, mang đến tiềm năng sản sinh ra các sườn dốc chịu đựng được với độ ổn định về địa kỹ thuật và xói mòn cao và tăng thêm vẻ mỹ quan. Các sườn dốc tự nhiên thường có mặt lõm và được bao bọc với đá, đá có nắp được gia cố và thảm thực vật.

Phương pháp được sử dụng để ổn định sườn dốc bên ngoài bãi chứa chất thải mỏ thay đổi nhiều tùy theo khí hậu và vật liệu trên mặt. Lớp phủ với thảm thực vật dày có thể rất thành công trong việc giảm thiểu sự xói mòn ở một số vùng trong khi ở những vùng có khí hậu theo mùa, khô hay bán khô có thể không trợ giúp đủ cho lớp bao phủ bằng thảm thực vật để kiểm soát sự xói mòn. Những vùng như vậy cần có các sách lược bảo vệ sự xói mòn, kể cả hạn chế lưu vực sườn dốc hay việc đổ lớp bao phủ trên mặt đá thải lành tính hạt thô. Đá có thể được trộn với các vật liệu bên dưới hay các hạt nhỏ có thể được thêm vào hỗn hợp để gia tăng độ giữ nước và khả năng là nơi sinh trưởng cho một số các thảm thực vật.

Trong khi sự thoát nước ở vòng quanh và sườn dốc xuống đã có lịch sử hoạt động kém, các khe đổ đầy đá có thể được xây dựng để đối phó với nước mưa thặng dư chảy tràn xuống. Các góc ổn định của sườn dốc cuối cùng, giới hạn chi phí xây dựng sườn dốc, có thể có được ở phần trên của sườn dốc, miễn là một số đặc tính của sườn dốc được thực hiện (tức là kết hợp đặc tính sườn dốc lõm xuống). Đặc tính của sườn dốc mặt lõm xuống, bắt chước theo các sườn dốc tự nhiên, giới hạn sự thất thoát các trầm tích từ sườn dốc. Các thử nghiệm theo dõi được thường cần có để phát triển việc xử lý sườn dốc một cách thích hợp nhất đối với một khu mỏ đặc biệt nào.

6.3.3 Thiết kế và hiệu năng của lớp bao phủ

Đặc điểm chính yếu liên quan đến hiệu năng cần được xem xét trong thời gian thiết kế hệ thống bao phủ để giảm thiểu hay phòng ngừa AMD là:

1. giảm thiểu sự xâm nhập của khí ôxy
2. giảm thiểu sự xâm nhập ròng (tức là tỷ lệ lượng mưa vụ xâm nhập vật liệu dễ phản ứng)
3. sự ổn định lâu dài (thí dụ lớp đất sét nén, lớp ngăn lực mao dẫn, lớp nước thải) của những thành phần được dùng để xây dựng hệ thống bao phủ
4. sự chống lại xói mòn trên mặt dài hạn
5. sự bền vững của lớp thảm thực vật khi cần về lý do mỹ quan và/hay chức năng (thí dụ lớp bao phủ chứa-và-phóng thích).

Việc lập mô hình số học có thể được áp dụng cho thiết kế các lớp phủ để bảo đảm chúng hạ giảm tối đa sự sản sinh và thoát ra các sản phẩm ôxy hoá sunphít trong thời gian lâu dài. Mục tiêu là nhằm để hạn chế sự xâm nhập của khí ôxy và/hay nước là hai chất phản ứng cần thiết để thúc đẩy sự hình thành AMD. Giới hạn sự xâm nhập của nước cũng giảm thiểu sự vận chuyển các sản phẩm ôxy hoá.

Một số các chương trình điện toán thích hợp cũng có sẵn cho mục đích này. Chúng thường được dựa trên những phương pháp thành phần hữu hạn và kết hợp với các thông số cơ khí đất không bão hoà. Chúng được thúc đẩy trước tiên bởi các dữ liệu khí hậu lịch sử của khu mỏ. Tuy nhiên, hiệu ứng có thể có của sự thay đổi khí hậu đối với các tham số đưa vào cũng cần phải được giải quyết, cho dù hiệu suất cần được duy trì trong thời gian dài.

Khi thiết kế các lớp phủ đất bằng cách sử dụng các mô hình, điều cần thiết là phải hiểu rõ các đặc tính địa hoá và địa vật lý của vật liệu sẽ được bao phủ cũng như các vật liệu có được để xây dựng lớp phủ. Mỗi loại đất và đá có những tập tính khác nhau và các thử nghiệm trong phòng thí nghiệm là cần thiết để cung cấp những thông số đầu vào cho các mô hình. Muốn có bảng liệt kê chi tiết các mô hình có sẵn và các chỉ dấu của tính có thể áp dụng được của chúng, xin xem Hướng dẫn GARD Guide.[45]

Tuỳ thuộc vào sự có sẵn của các vật liệu đất và những biến thể của chúng, nhiều thử nghiệm có thể được cần đến để mô tả đầy đủ đặc tính của chúng. Các thử nghiệm để theo dõi thường cần có để xác minh thiết kế lớp bao phủ và lựa chọn chủng loại thích hợp nhất của thảm thực vật tại khu mỏ. Việc lắp đặt các thiết bị theo dõi và diễn dịch các dữ liệu thu thập được sẽ cần có để 'chứng minh' hiệu năng của lớp phủ và cũng có thể hiệu chỉnh lại mô hình dựa trên hiệu năng của dữ liệu theo dõi. Vì các lớp phủ là hệ thống động tùy thuộc đặc biệt vào lớp phủ thảm thực vật và khả năng của nó đối phó với bất kỳ biến đổi về thời tiết nào, việc theo dõi dài hạn là quan trọng để chứng minh hiệu năng bền vững.

45 http://www.gardguide.com.

Các lớp phủ rễ nước hay rào chắn thường hoạt động kém ở những điều kiện khí hậu theo mùa và bị thất bại ở những vùng khí hậu bán khô và khô, nơi các thảm thực vật nghèo nàn và lớp bít kín thường có khuynh hướng bị nứt nẻ, rễ cây ăn xuyên qua và xói mòn. Trong khi đất sét có thể thoạt đầu mang lại lực thấm không quá 10-8 ms/ hay 300mm/năm, các vết nứt xảy ra trong mùa khô có thể làm tăng lên khoảng một trăm lần và chúng không còn bít kín được nữa.[46]

Kết quả từ việc theo dõi hiệu năng của lớp phủ trong giai đoạn trung bình (một hay hai thập kỷ) được thảo luận trong Taylor và cộng sự (2003); Công ty Tư vấn O'Kane Inc. (2003) và Williams và cộng sự (2006). Ewillson và cộng sự (2003) đã cố gắng đưa ra trong quan điểm về sự toàn vẹn ngắn hạn và dài hạn của các hệ thống bao phủ khác nhau từ thảm thực vật đơn giản cho đến các lớp phủ phức tạp sử dụng để bồi đầy, và tốn phí từ 10.000 đến 400.000 đô-la một héc ta. Trong số những lớp phủ có chi phí từ thấp đến trung bình khoảng 35.000 đô-la/hécta được biết là (thường) hoạt động kém về lâu về dài trong khi các lớp phủ chứa-và-phóng thích có giá khoảng 50.000đô-la/hécta hoạt động tốt hơn nhiều (Wilson và cộng sự 2003). Trong bối cảnh này, điều cần lưu ý là chi phí tính trên hécta đã nêu là giá trước năm 2003, vì vậy chi phí để xây dựng những lớp phủ tương tự ngày nay sẽ cao hơn rất nhiều.

Khả năng có thể bị hư hại đáng kể đối với hiệu năng của các lớp phủ theo thời gian phải được tính toán trong thiết kế tổng quát của cơ sở chứa chất thải, trong bối cảnh triển khai các mục tiêu và tiêu chuẩn hoạt động bền vững sau khi đóng mỏ.

6.4 Trộn lẫn và cùng đổ chung chất thải

Việc trộn chung các vật liệu chưa được chấp nhận thành thông lệ trong ngành kỹ nghệ hầm mỏ ở Úc chủ yếu là vì vấn đề tiếp vận và chí phí kèm theo với việc lên lịch trình, cung cấp và trộn lẫn các thể tích chất thải mỏ đáng kể.

Trộn lẫn và cùng đổ chung để lấp đầy trở lại không áp dụng đối với các mỏ ngầm dưới đất và việc đổ chung các chất thải than đã đãi là việc tương đối thông thường trong ngành kỹ nghệ than đá. Vật liệu PAF đôi khi được trộn với xi măng hay một hỗn hợp xi măng và chất thải mỏ được đổ vào các khoảng trống ngầm dưới đất để lấp đầy trở lại. Bên cạnh vai trò của nó là chất kết dính để tăng sức mạnh, ma trận xi măng còn có khả năng trung hoà đáng kể.

Việc trộn lẫn vật liệu đá thải PAF với đá cácbônát hay đổ chung với vật liệu đá thải có cácbônát được biết là có khi thành công, có khi không bởi vì khi trộn lẫn không đủ, việc thêm vào một số thặng dư không đủ của khả năng trung hoà và việc sử dụng nhiều cỡ hạt thô cho chất trung hoà. Việc bao bọc hạt cácbônát với chất kết tủa của các sản phẩm trung hoà AMD đã ngăn cản đáng kể sự hoà tan khoáng chất cácbônát, vì vậy một số dư đáng kể khả năng trung hoà cần có nếu sách lược này hoạt động có kết quả trong một thời gian dài. Việc sử dụng các vật liệu trung hoà ở các vị trí nơi mà sự ôxy hoá đáng kể các chất thải đã xảy ra cũng phải được kể đến việc chứa axít trong các vật liệu thứ cấp như jarosite.

Sự kiểm soát AMD thông qua việc sử dụng các khoáng chất mỏ có lượng cácbônát cao (trộn lẫn/bao phủ) đã được chứng minh ở Ok Tedi (Pa-pua Niu Ghi-nê), Grasberg (Nam Dương) và sông Savage (Úc Đại Lợi). Tại cả hai mỏ Ok Tedi và Grasberg, một yếu tố quan trọng về an toàn (ANC/MPA >2) trong phần phản ứng của đá thải và đá vôi trộn lẫn cần phải có để bảo đảm hiệu suất về lâu về dài (Miller 2014).

Nói chung, việc thêm vào đá vôi nghiền trong thời gian xây dựng WRD từ dưới đất lên sử dụng lớp thẳng đứng mỏng hơn (như được mô tả ở trên) hay bằng cách sử dụng máy nghiền hay máy chất đống hoặc phương pháp băng tải để đổ sẽ có cơ hội tốt hơn để sử dụng hiệu quả các chất trung hoà hơn là phương phấp đổ đống dốc thoải các vật liệu cácbônát của mỏ quặng thô xuống các mặt của bãi thải chủ động.

46 Cuộc tái duyệt toàn diện những vấn đề này, cùng với các trường hợp nghiên cứu liên quan, có trong MEND (2004).

6.5 Mỏ ngầm dưới đất

Nhiều mỏ ngầm trước đây ở các vùng đồi núi đã được xác định vị trí cẩn thận và thiết kế để nước thải mở thông đường ống được hong khô một cách thụ động càng nhiều càng tốt những đá chung quanh khu quặng mỏ. Phương pháp này khắc phục được dễ dàng vấn đề hong khô nước thế nhưng lại gia tăng tối đa hiệu quả sản sinh ra và thải AMD.

Mặc dù đã có những bài học trong quá khứ, thế nhưng người ta vẫn ít nghĩ đến những hệ lụy về môi trường sau khi đóng mỏ về việc định vị và thiết kế các cổng vào mỏ của những mỏ ngầm hiện tại, với hậu quả nhiều mỏ thải ra nước bị ảnh hưởng AMD từ các cổng thoát của chúng. Nước thải chất lượng kém này đã được sản sinh từ các đá vách chung quanh khu vực khai thác mỏ, cũng như từ các chất thải mỏ có sunphít được làm đầy trở lại. Bên cạnh đó, những mỏ hiện đại sử dụng phương pháp khai thác móc ngầm dưới mặt đất (block cave) cũng có thể sản sinh ra những khối lượng lớn quặng sunphít gãy có thể nằm lộ ra dưới lòng đất hằng nhiều năm trời, tiếp xúc với không khí và nước và vì vậy sản sinh ra nước thải kém chất lượng trong thời gian hoạt động.

Những thử thách AMD liên quan đến các mỏ ngầm dưới đất được giải quyết tốt nhất trong giai đoạn đầu của việc lập kế hoạch mỏ với sự chú trọng vào các sách lược phòng ngừa và giảm thiểu. Các sách lược của phương pháp tiên tiến bao gồm những việc dưới đây:

- Tránh việc phải sử dụng (nguy cơ cao) vách ngăn áp lực tạo những cao điểm địa hình, bảo đảm tất cả mọi đá vách bão hoà và bất kỳ chất lấp đầy nào có sunphít phải được phủ nước bằng sự dội ngược nước ngầm tự nhiên sau khi đóng mỏ.
- Tránh phát triển một điểm tràn nước sau khi đóng mỏ nếu có thể được (tùy thuộc vào điều kiện thủy địa ở địa phương).
- Kết hợp một cách có sách lược sự suy thoái và khuynh hướng phát triển để giảm thiểu khả năng chặn lại những vật liệu PAF trong thời gian khai mỏ. Lấy tỷ dụ các loại hoá khoáng như khoáng chất quặng sunphít trong các núi lửa có thể có chân vách khoáng hoá và tường treo tương đối khô cằn. Việc nhắm vào các chất sau để thúc đẩy sự phát triển có thể làm hạ giảm đáng kể việc sản sinh ra đá thải AMD và từ đó nguy cơ AMD, miễn là tường treo có đầy đủ khả năng xét về mặt địa kỹ thuật.
- Tách riêng các chất thải để cho đá PAF có thể được giữ lại ở dưới mặt đất để lấp đầy mỏ trở lại và cuối cùng được phủ nước dưới mực nước ngầm.
- Tránh trữ đá thải PAF và các chất thải mỏ bên trên mực tràn nước mỏ tối thiểu thụ động nếu khó ngăn ngừa được nước tràn sau khi đóng mỏ. Tất cả các chất thải sunphít đổ đầy trở lại có thể cần dưới lớp phủ tối thiểu vĩnh viễn 2 m bằng nước ngầm (Oxley và cộng sự 2008).

Việc phòng ngừa và giảm thiểu AMD vẫn còn là một vấn đề đáng kể đối với các mỏ ngầm dưới đất, đặc biệt là ở những vị trí đã bị ô nhiễm và các kỹ thuật mới xuất hiện như hệ thống khí quyển bất động (Taylor & Waring 2001) hiện đang được thử nghiệm để giải quyết các thử thách này (Phần 11).

6.6 Hồ mỏ

6.6.1 Bối cảnh

Hồ mỏ tiếp tục là vấn đề gây chú ý chính trong việc phát triển sách lược lập kế hoạch đóng mỏ, và đang trở thành đặc điểm ngày càng tăng ở các vị trí mỏ đã hoàn tất trên toàn khắp nước Úc (Kumar và cộng sự 2013). Tuy nhiên, những hồ như vậy có thể là hiểm họa đáng kể đối với sức khỏe công chúng, môi trường và trách nhiệm tài chánh trong nhiều phạm vi quyền hạn đặc biệt là khi tác dụng toàn diện của axít và nồng độ các chất hoà tan có thể không rõ ràng trong nhiều thập niên sau khi đóng mỏ. Các hồ mỏ có thể trở thành môi trường sinh sống quan trọng của các động vật hoang dã nơi một số chất hoà tan có thể có tiềm năng thâm nhập vào mạng lưới thực phẩm.

Những địa hình kín này có thể thay đổi đáng kể các chọn lựa sử dụng đất đai trong tương lai và các nguy cơ đóng cửa mỏ trên bình diện cảnh quan (McCullough và Van Etten 2011) tại các khu vực mà nhiều hồ mỏ lớn (như các vùng Pilbara và Collie Coal Basin ở Tây Úc và Bowen Basin ở Queensland). Như thế các hiệu ứng tích lũy, thí dụ, mực nước ngầm và chất lượng của một hồ mỏ bên cạnh có thể cần phải được đề cập đến trong kế hoạch đóng mỏ.

Việc tiên liệu trước những sử dụng cuối cùng khi kết thúc việc khai thác một hố mỏ ngay từ khi khởi đầu dự án khai thác mỏ không nhất thiết phải là công việc tách bạch, đặc biệt là vì các biên giới những tài nguyên có thể thu hồi ít tốn phí có thể thay đổi trong suốt thời gian mỏ hoạt động. Vào cuối giai đoạn hoạt động cắt lộ thiên, bất kể việc có để cho hố mỏ đầy nước hay không cần phải được cân nhắc trong bối cảnh duy trì khả năng tiếp cận được dòng nước ngầm trong tương lai. Việc tát cạn nước một hố mỏ đã được phép đổ đầy có thể tốn kém nếu như cần phải xử lý nước bằng hoá chất trước khi tái sử dụng hay xả thải. Vì những lý do này, việc lập kế hoạch cuối cùng sử dụng một hố mỏ trong một bối cảnh mà thoạt đầu người ta không xác định được và thời gian mỏ hoạt động có thể là một trong những lãnh vực khó khăn nhất trong việc đóng cửa và phục hồi mỏ.

6.6.2 Tiên đoán chất lượng nước trong các hồ mỏ

Những tiến bộ trong thập niên qua trong việc tiên đoán chất lượng nước đã có thể thực hiện được bằng một số các thí dụ quốc tế được theo dõi chặt chẽ thực hiện quy mô trên thực địa và bằng sự tiến hoá kết hợp với các mô hình thủy động lực học và giải pháp địa hoá học. Tuy nhiên các hồ mỏ mà chọn lựa đóng cửa vẫn còn đặt ra nguy cơ đáng kể AMD để lại và trách nhiệm (McCullough & Lund 2006), cho dù thời gian dài mà những khu chứa nước này tương tác với môi trường chung quanh. Trong bối cảnh này, nhu cầu đặc biệt có thể được đưa ra giữa những hồ mỏ đã được khai thác chính yếu mà không có kế hoạch gì cả (mỏ di sản) và những thứ đã được sản xuất như một thành phần được phát triển tốt trong một kế hoạch sách lược đóng mỏ với các mục tiêu chất lượng nước được định rõ. Trong khi sự tập trung của phần này nhắm vào điều bên dưới, phương pháp được mô tả cũng có thể áp dụng được cho những hồ mỏ di sản.

Việc hiểu được sự tiến hoá của chất lượng nước trong hồ mỏ trong một thời gian dài là yếu tố quyết định để thẩm định và quản lý những nguy cơ đóng cửa có trong chọn lựa này (Catendyk & Eary 2009). Tính phức tạp và mức độ tương tác giữa các yếu tố thủy văn và địa hoá học có nghĩa là sự tiên đoán chất lượng nước ở hố mỏ là một việc làm hoàn toàn đặc biệt tại khu mỏ. Nó phải được làm bằng cách theo một phương pháp dựa trên nguy cơ và kết quả sử dụng các phương pháp khoa học chắc chắn.

Ở mức độ đơn giản nhất, một tiên lượng chất lượng nước hồ mỏ lâu dài có thể thu được bằng cách so sánh hồ được đề xuất với hồ mỏ bên cạnh hay hồ mỏ ở nơi khác đã hình thành trong lịch sử khai thác mỏ với cấu trúc địa chất tương tự. Khả năng tiên đoán có thể được cải thiện bằng cách kết hợp những điều tìm thấy được ngoài thực địa từ những thẩm định địa hoá chất cơ bản chẳng hạn như các thử nghiệm tĩnh và động (Phần 4). Nếu thẩm định ban đầu cho thấy rất có thể chất lượng nước xấu, bất kể các biện pháp giảm thiểu có thể có (thí dụ như quản lý lưu vực hay làm ngập nhanh) việc đầu tư thêm vào sự tiên đoán có thể là điều không chính đáng (Hannam & Green 2014). Ngược lại nếu thẩm định đầu tiên cho thấy chất lượng nước cao hơn có thể đạt được, điều này mở ra khả năng của những mức độ sử dụng cao hơn, khi ấy những tiên đoán chi tiết hơn, sử dụng toàn bộ các công cụ lập mô hình có sẵn và có thể chứng minh được là một phần trong kế hoạch đóng mỏ.

Việc tuyển chọn và áp dụng các mô hình tiên đoán phải được củng cố bằng một mô hình khái niệm được định nghĩa rõ chịu trách nhiệm đối với tất cả các giả định và tiến trình cần được mô hình giải quyết. Mô hình khái niệm nên được triển khai một cách lý tưởng trong các buổi hội thảo bao gồm các nhân viên điều hành và các chuyên viên kỹ thuật từ những ban ngành liên quan. Điểm đặc biệt quan trọng là mô hình phải tiến hoá để đáp ứng với các thay đổi trong kế hoạch mỏ và những khám phá thấy từ các mô hình tiếp theo, theo dõi và xác định các hoạt động.

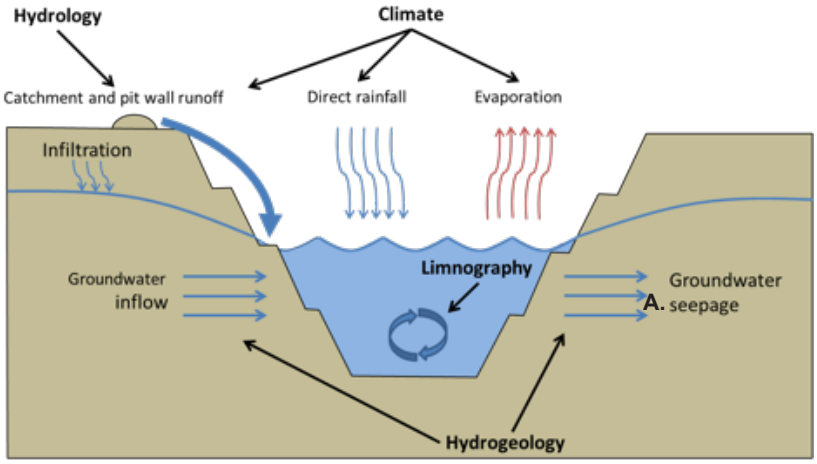
Những kết luận từ các mô hình chính phải được thẩm định lại khi có được những dữ liệu mới. Lấy tỷ dụ điều này cần được làm khi việc phát triển mỏ tiến từ giai đoạn thăm dò và định nghĩa tài nguyên qua giai đoạn khai thác. Cũng vậy, những hạn chế của dữ liệu xác định ban đầu phải lập đi lập lại thúc đẩy việc thu thập dữ liệu bởi những chương trình theo dõi được thiết kế đặc biệt. Sự không chắc chắn đối với các dữ liệu đưa vào không nhất thiết giới hạn việc sử dụng rộng rãi các mô hình, thế nhưng nó phải luôn luôn được công nhận như là những hạn chế đối với sự chắc chắn (chính xác) của đầu ra của mô hình.

Mặc dù các tiên đoán chắc chắn có thể là mục tiêu chính của mô hình tiên đoán, các mô hình có thể (và phải) cũng được sử dụng để thăm dò mức độ đóng góp vào cho chất lượng nước từ những phương pháp khác nhau. Tiến trình này đóng góp cho sự hiểu biết tốt hơn về nguy cơ không chắc chắn trong việc hình thành các quyết định quản lý. Những phân tích một cách nhạy cảm như vậy cũng có thể nêu bật những hạn chế và nhược điểm của mô hình và xác định ra cơ hội để cải thiện tính chính xác.

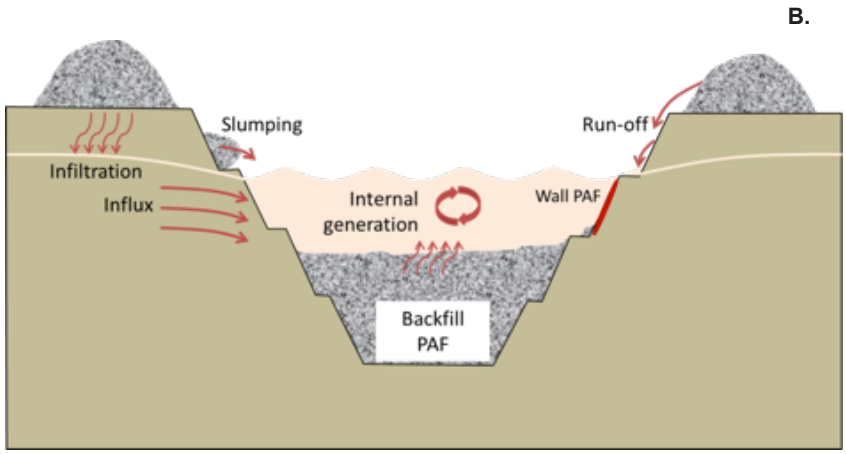
Việc tiên đoán chất lượng nước của hồ mỏ đòi hỏi sự hiểu biết kết hợp về tính quân bình của nước hồ[47] và của nguồn AMD và các chất hoà tan khác sẽ ảnh hưởng chất lượng nước (Hình 28). Tuy nhiên không có phương pháp nào được chấp nhận rộng rãi để làm việc này. Mặc dù có một số điểm tương đồng giữa các hồ thiên nhiên và hồ mỏ, thế nhưng cũng có những khác biệt cơ bản phải được giải quyết. Đặc biệt những hồ mỏ giống như những hồ chứa nước được xây dựng thường sâu hơn so với bề mặt của nó, với các hệ lụy về hiệu ứng của các tầng của cột nước đối với các đặc tính hoá học của nước (Geller và cộng sự 2013)

Nguy cơ của những thời kỳ phân tầng (sự phân tầng tiếp diễn) được nhấn mạnh bởi việc hoà lẫn các cột nước từng giai đoạn một, đặc biệt có thể có những hệ lụy đối với việc duy trì tiếp diễn chất lượng nước. Các hồ mỏ cũng khác với các hồ thiên nhiên ở chỗ lưu vực của chúng thường chứa các vật liệu dễ phản ứng (sunphít) đã lộ ra hay bị làm xáo trộn trong lúc khai thác mỏ. Các hồ hình thành từ các hố mỏ có thể bị ảnh hưởng bởi đặc tính thủy lực và sản phẩm bị ảnh hưởng thời tiết của các đá thải và chất thải mỏ có thể hình thành tầng nước ngầm xả vào hệ thống. Những đặc tính này có thể thay đổi theo thời gian và điều kiện thủy văn và chất lượng nước có thể tiến hoá trong nhiều năm trời trước khi đạt đến tình trạng ổn định.

Hình 28: Các mô hình khái niệm để xác định sự quân bình nước dài hạn (A) và chất lượng nước (B) mà sự tiên đoán chất lượng nước ở hồ mỏ phải được xem xét một cách rõ ràng



47 Xem cẩm nang phương thức tiên tiến *Water stewardship (Quản lý nước)* để biết các hướng dẫn về những yếu tố ảnh hưởng đến sự quân bình của nước (DIIS 2016g).



Ghi chú: 'Việc ghi mực nước hồ' đề cập đến các phương thức vật lý xảy ra trong một hồ nước ngọt.

Bất kể hồ nước mỏ có thể là hồ nước cuối cùng hay không (nghĩa là nó sẽ không bao giờ xả thải trên mặt đất hay mạch nước ngầm), là một phần của hệ nước ngầm chảy qua, hay cuối cùng xả thải bằng việc chảy tràn lên trên sẽ được định nghĩa bởi sự quân bình của nước. Sự quân bình của nước trong hồ nước mỏ có thể được định nghĩa rộng rãi từ các bảng tính đơn giản cho đến các nhu liệu mô hình xác suất phức tạp hơn. Điều căn bản nhất là sự quân bình của nước cần cho thấy được rằng bất kể hồ mỏ cuối cùng sẽ là hồ nước chảy qua hay là hồ chứa nước và các chất hoà tan vĩnh cửu (McCullough và cộng sự 2013). Nguy cơ gây ra bởi sự lắng gạn trên mặt và mực nước ngầm của nước mỏ khi ấy có thể được thẩm định.

Tiến trình kiểm soát khối lượng nước trong một hố mỏ là nước mưa trực tiếp, sự bốc hơi; dòng nước chảy vào từ trên mặt đất và mạch nước ngầm. Không giống như các hồ thiên nhiên và hồ chứa nước, các hố mỏ thường thiếu nước chảy ra trên mặt. Trong một số trường hợp, một hố đổ đầy có thể chỉ mất nước qua sự bốc hơi. Những thay đổi về vũ lượng, đặc biệt trong những vùng bị ảnh hưởng bởi áp thấp nhiệt đới gây mưa làm phức tạp cho việc quản lý nước và tiên đoán mực nước. Tại những địa điểm như vậy, những thay đổi lớn đối với nước chứa ở hố mỏ dự kiến có thể xảy ra, và chiều cao bên trên mực nước cao nhất để ngăn dòng nước dâng lên không kiểm soát được và phơi ra với tầng phản ứng trở nên quan trọng.[48]

Các thứ hoà tan được đổ vào hồ đang phát triển có thể được định nghĩa bằng cách sử dụng những điều tìm thấy được từ các thử nghiệm tĩnh, hay tốt hơn là thử nghiệm động trên các đá vách, chất thải đặt ở dưới đáy hố, các chất thải ở các bãi tọa lạc ở vùng lưu vực của hố và từ các dữ liệu chất lượng nước của nước trên mặt đất và nước ngầm sẽ đổ vào mỏ. Dữ liệu này có thể được sử dụng trong các mô hình hỗn hợp hay các mô hình phức tạp hơn với các đặc tính địa hoá học cho các hồ nước. Lý tưởng nhất là tất cả các thông tin đưa vào được sử dụng cho mô hình tiên đoán phải thu được từ việc sử dụng các mẫu và thời gian thử liên quan trực tiếp đến bối cảnh hồ mỏ cuối cùng và khung thời gian.

Một số các công cụ lập mô hình có sẵn như Vandenberg và cộng sự (2011) đã mô tả. Những chọn lựa mô hình phải chú trọng vào:

- phương pháp và gói nào đáp ứng tốt nhất với các yêu cầu của vấn đề mô hình
- những dữ liệu nào đang có sẵn
- mức độ chuyên môn kỹ thuật và kinh nghiệm có sẵn từ trong công ty hay các nhân viên tham vấn bên ngoài để vận hành mô hình và diễn dịch kết quả.

48 Xem trường hợp nghiên cứu Mount Morgan ở Phần 7.

Kỳ vọng của các thành phần có quyền lợi liên quan và những kinh nghiệm và sự tự tin trước đây của những cơ quan giám sát với các gói mô hình nhất định cũng có thể là những yếu tố quan trọng trong việc tuyển chọn mô hình. Chẳng hạn như mô hình có nguồn lộ thiên hay mô hình được chấp nhận và sử dụng rộng rãi phải được ưa thích hơn vì chúng có thể được trắc nghiệm độc lập và tái duyệt bởi các chuyên viên trong ngành.

Một cách tổng quát, chất lượng và mức độ của các dữ liệu đưa vào và giả định đưa ra trong việc triển khai các mô hình sẽ là hạn chế lớn nhất đối với độ tin cậy của tiên đoán, với sự tinh xảo của các nhu liệu lập mô hình hồ hiện đại. Việc sản sinh ra sự quân bình nước mỏ vững vàng thường bị hạn chế bởi:

- các dữ liệu thủy địa học có sẵn được giới hạn đến mức thu được trong hoạt động tát cạn nước mỏ.
- không đủ vũ lượng của chuỗi thời gian và các dữ liệu khí hậu liên quan khác
- dữ liệu nước trên mặt đất và chất lượng nước ngầm hạn chế
- hiểu biết giới hạn trong khu vực rộng hơn về các ưu tiên dòng chảy chẳng hạn như chỗ gãy và sông lấp.

Tác dụng có thể có của sự thay đổi khí hậu đối với nước mưa và sự bốc hơi phải được xem xét nếu kể cả khung thời gian bao gồm. Tương tự, các thẩm định địa hóa phải cung cấp các thông tin đối với các vật liệu dễ phản ứng (thí dụ như đá vách, đá lấp đầy lại hay chất thải mỏ) được dự kiến phơi ra và/hay chìm xuống trong các hồ mỏ. Điều này có thể liên quan đến các mẫu thử cột hay từng lô vật liệu dưới điều kiện có ôxy bão hoà và/hay không có ôxy bão hoà (mô phỏng nỗ lực xếp thành tầng) kéo dài trong vài tháng hay ngay cả vài năm.

Việc xác định sự tiến hoá được tiên đoán về chất lượng nước đối với các mỏ là đặc biệt khó khăn có thể mất hằng chục năm hay lâu hơn nữa để đổ đầy sau khi ngưng việc làm cạn hồ (Castendyk & Eary 2009). Vì lý do này, những tiên đoán về chất lượng nước hồ mỏ phải được thẩm định thật kỹ lưỡng và việc sử dụng những mô hình xác suất kết hợp với sự xem xét các biến thể ngẫu nhiên phải được ưu tiên hơn trong các phương pháp xác định để phân tích cuối cùng. Trong bối cảnh này, các công trình nghiên cứu đã cho thấy quỹ đạo dự đoán của chất lượng nước mỏ theo thời gian đối với những hồ này trong đó các sử dụng sinh thái hay các sử dụng có ích khác đã được hình dung ra và thường quá lạc quan (Kuipers và cộng sự 2006).

Những yếu tố dưới đây đã được thấy là quan trọng nhất trong việc thiết lập và duy trì các giá trị tại một hồ mỏ có nguy cơ bị AMD ảnh hưởng để đạt được các mục tiêu đóng mỏ rộng lớn nhất (McCullough 2011; Geller và cộng sự 2013):

1. **việc đổ đầy nhanh chóng để giảm thiểu thời gian tiếp xúc các sunphít dễ phản ứng trong đá vách hay trong các chất thải sunphít đã được đổ vào hố**
2. **cắt bớt thành hố và/hay bao phủ các vật liệu PAF phơi ra bằng đá NAF nếu đá vách sunphít vẫn tiếp tục phơi ra ở mức đổ đầy tối đa**
3. **giảm thiểu khối lượng AMD trong nước trên mặt đất và khu lưu vực nước ngầm chảy vào hồ**
4. **duy trì việc tách ra thành tầng của cột nước**
5. **thiết lập một chế độ chảy qua trên mặt để xối đi những chất hoà tan tích tụ từ hồ nước**
6. **giảm thiểu sự xói mòn của lưu vực và khả năng lún xuống của vách hố**
7. **làm dễ dàng sự phát triển năng suất sinh học trong vùng khuếch tán ánh sáng toàn phần (ánh sáng xuyên qua).**

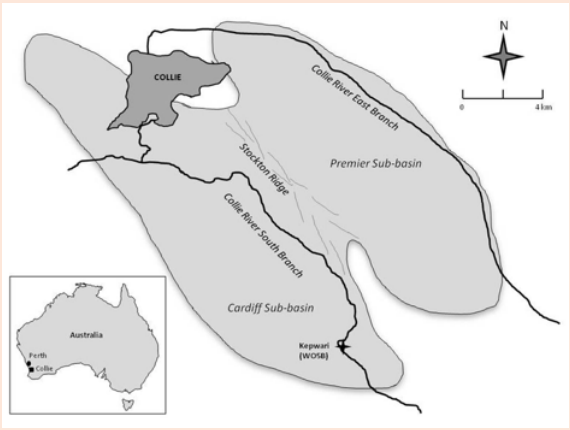
Trường hợp nghiên cứu 9 cho thấy lợi ích thu được bằng cách thực hiện một chế độ chảy ngang qua trên mặt đối với hồ mỏ ở vùng mỏ than Collie ở Tây Úc.

Trường hợp nghiên cứu 9: Hồ mỏ ngập trong chế độ nước chảy ngang qua, hồ Kepwari, mỏ than Collie, Tây Úc

Bối cảnh

Lưu vực Than Collie là trung tâm của ngành khai thác than đá ở Tây Úc và tọa lạc vào khoảng 160 cây số nam-nam-đông của Perth. Trong thời gian hơn 100 năm khai thác mỏ than ở Collie đã dẫn đến kết quả hình thành ít nhất 13 hồ mỏ với chất lượng nước và mức độ phục hồi khác nhau. Tất cả đều mang tính axít do bởi sự sản sinh AMD trung bình từ sự ôxy hoá của các đá khoáng với độ sunphít thấp trong khu vực.

Việc khai thác mỏ bắt đầu ở Hồ mỏ Kepwari (WO5B) với sự chuyển hướng Nhánh sông Collie ở phía Nam (CSSB) quanh vùng rìa trống ở phía Tây (Hình 1). Việc đóng mỏ nhắm vào hồ nước để làm nơi giải trí, như trượt nước lặn dưới nước và các thú giải trí trên nước khác. Khi việc khai thác mỏ ngưng vào năm 1997, hầu hết các bãi chứa quá tải chất thải dễ phản ứng và các vỉa than phơi ra được bao phủ với đá thải để che nguồn PAF. Các cạnh hồ được đổ đầy lại và san bằng tại một vài khu vực để hình thành các bãi biển và đảo, và sau đó được trồng lại nhiều cây cối đặc sản bằng cách gieo hạt. Sự chuyển hướng dòng sông khi ấy được duy trì chuyển hướng vĩnh viễn quanh khoảng trống của mỏ CRSB.



Hình 1: Địa điểm và sơ đồ kế hoạch Hồ Kepwari ở Tây Úc

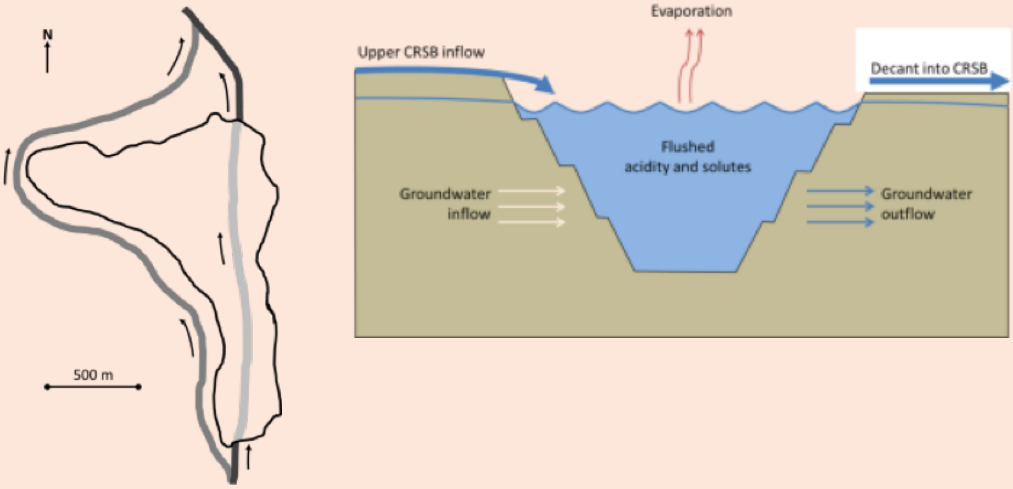
Sự tiến hoá của chất lượng nước hồ mỏ

Hồ Kepwari có thể tích khoảng 32 x 106 m^3 với chiều sâu tối đa khoảng 65 m và diện tích mặt 1,0 km^2 (McCullough và cộng sự 2010). Để giảm thiểu thêm nữa tường phơi ra và tốc độ sản sinh axít, hồ đã được đổ đầy nhanh bằng nước từ CRSB chuyển đổi theo mùa trong những tháng mùa đông trong khoảng thời gian từ năm 2001 đến năm 2008. Chất lượng nước CSRB tiêu biểu hơi mặn và bị nhiễm tannanh cao với hiện tượng phú dưỡng trung bình. Mặc dù nước đổ vào CRSB thoạt đầu nâng độ pH lên trên 5, tuy nhiên một khi dòng nước đổ vào ngưng, độ pH đã giảm xuống dưới 4. Mức độ pH thấp này có liên hệ với nồng độ tăng cao của một vài kim loại và á kim làm giảm giá trị chất lượng nước và hạn chế các cơ hội sử dụng cuối cùng.

Vũ lượng thật lớn vào tháng Tám năm 2011 đã dẫn đến việc CRSB tràn qua dòng chảy được đổi hướng dọc theo tường nhánh phía nam chia cách dòng sông với Hồ Kepwari. Khoảng 30 m tường bị xập đổ và 2GL (gigalít) nước CRSB chảy tràn qua hồ Kepwari, lắng gạn qua cống nước ở mặt đông bắc và tây bắc của hồ (McCullough và cộng sự 2013).

Việc xối nước một cách vô tình này đã có tác dụng cải thiện đáng kể chất lượng nước và giá trị sinh thái (McCullough và cộng sự 2012), cho thấy rằng việc duy trì hồ nước như hệ thống nước chảy ngang qua có thể đem lại phương thức tiên tiến trong sách lược đóng mỏ. Những lần nước chảy qua theo mùa thường xuyên đã được dự kiến mang lại hồ nước hơi mặn từng tầng, sinh nhiệt theo mùa với độ pH gần trung hoà (Hình 2).

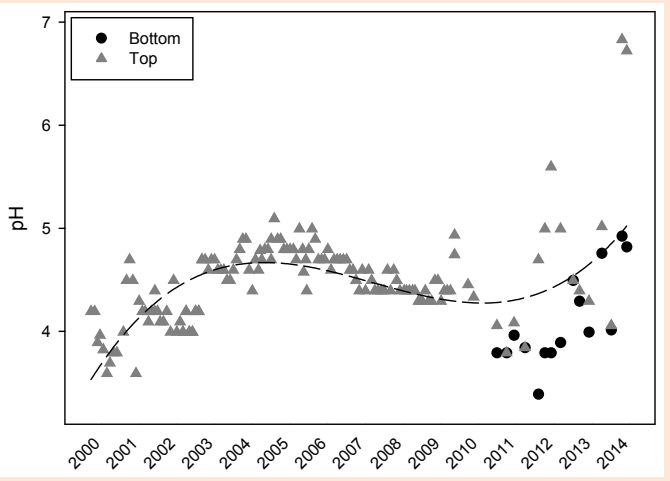
Sau những lần giao dịch rộng rãi với các thành phần có quyền lợi liên quan, bao gồm các phần trình bày của cộng đồng và sự chấp thuận của các tổ chức giám sát của tiểu bang, một thử nghiệm chảy ngang qua đã được đề xuất để thẩm định ích lợi của giải pháp quản lý phương thức tiên tiến này. Thử nghiệm được thực hiện trong khoảng thời gian từ năm 2012 đến năm 2014 với trên hai năm có nước chảy qua và một năm không có vì vũ lượng thấp. Những thẩm định thường lệ tam cá nguyệt về sinh vật và đặc tính hoá học của Hồ Kepwari và CRSB, và báo cáo thường niên về những điều khám phá thấy là một yếu tố chính của thử nghiệm.



Hình 2: Mô hình khái niệm của (A) Hồ Kepwari chảy xuyên qua thiết kế cho thấy kênh CRSB lịch sử với màu đen, con sông trước đây được chuyển hướng màu xám đậm và đường được cho là băng ngang hồ màu xám nhạt; và (B) nguồn nước ngầm AMD được trình bày bằng mũi tên màu hồng, hồ chứa và sự quân bình nước trong khi nước chảy ngang qua.

Theo dõi chất lượng nước

Kết quả theo dõi cho thấy chất lượng nước sông ở hạ lưu không bị xuống cấp đáng kể bởi nước chảy ngang qua vì khối lắng gạn lớn nhất xảy ra chủ yếu trong khi dòng chảy CRSB cao với sự hoà tan nước hồ cao tiếp theo. Thêm vào đó, chất lượng nước sông có thể thực sự được cải thiện thông qua viêc giữ lại các chất trầm tích, kể cả các hình thức hạt bổ dưỡng, bởi các vật ở đáy hồ và việc lấy đi các hình thức phốtpho hoà tan bởi sự cùng kết tủa với các chủng loại nhôm hoà tan hiện diện ở hồ (McCullough và Schultze 2015). Các theo dõi cho thấy rằng, sau khi thực hiện chế độ nước chảy ngang qua, độ pH cao hơn mức lịch sử và quan trọng hơn cả là với khuynh hướng gia tăng (Hình 3).



Hình 3: biểu đồ chuỗi thời gian của độ pH của hồ Kepwari theo lịch sử, trong và sau khi chảy ngang qua (sau McCullough và cộng sự 2010: McCullough và cộng sự 2012). Đường có các dấu chấm hồi quy cho thấy khuynh hướng pH của nước trên mặt đất theo thời gian.

Kết luận

Sách lược hồ nước chảy ngang qua đã hoạt động đặc biệt hiệu quả trong tình huống này bởi vì (a) con sông đã có thể duy trì được dòng chảy xưa nay của nó và (b) chất lượng nước vốn đã bị xuống cấp vì việc sử dụng đất trên thượng nguồn, nhờ vậy giảm thiểu nguy cơ giá trị dòng sông ở hạ nguồn gây ra bởi việc thêm vào AMD. Những khám phá từ việc tái duyệt tài liệu trước khi bắt đầu dự án, kết hợp với các giao tiếp sớm và thường xuyên đã đem lại tự tin cho các bên có quyền lợi liên quan rằng phương pháp thực hiện là một phương thức tiên tiến của thế giới. Tuy nhiên cũng cần phải ghi nhận ở đây là phương pháp chảy ngang qua không phải là phương thức tiên tiến đối với tất cả các hồ mỏ kín đặc biệt là đối với những hồ có chất lượng nước sông tốt ở hạ nguồn và liên hệ với những sử dụng giá trị cao cuối cùng. Mỗi trường hợp cần phải được thẩm định trong bối cảnh đặc biệt của khu mỏ.

THAM KHẢO

McCullough, CD, Schultze, M (2015). 'Riverine flow-through of mine pit lakes: improving both mine pit lake and river water quality values?' *(Dòng chảy ven sông ngang hồ mỏ, cải thiện giá trị chất lượng nước hồ mỏ và nước sông),* trong Biên bản Hội nghị Quốc tế Lần thứ 10 về nước thải Đá Axít và IMWA 2015, Santiago, Chí Lợi, 28 Tháng Tư – 1 Tháng Năm năm 2015, Chương 16, 'Hồ mỏ', 10 tr.

McCullough, CD, Lund, MA, Zhao, LYL (2010). 'Mine voids management strategy (I): pit lake resources of the Collie Basin' *(Sách lược Quản lý Lỗ hổng ở Mỏ (I) Các tài nguyên hồ mỏ ở Lưu vực Collie),* Báo cáo Dự án của Bộ Thủy văn MiWER/Báo cáo của Trung tâm Quản lý Hệ sinh thái 2009–14, Đại học Edith Cowan, Perth, Úc Đại Lợi, 250 tr., báo cáo nộp cho Bộ Thủy Văn nhưng chưa phát hành.

McCullough, CD, Kumar, NR, Lund, MA, Newport, M, Ballot, E, Short, D (2012). 'Riverine breach and subsequent decant of an acidic pit lake: evaluating the effects of riverine flow-through on lake stratification and chemistry' *(Các chỗ lở ven sông và sự lắng gạn tiếp theo của một hồ mỏ axít. Đánh giá tác dụng của nước chảy ngang qua ở ven sông trên các tầng và đặc tính hoá học của hồ),* tr. 533–540 trong biên bản của Hội nghị Hiệp hội Nước và Mỏ Thế giới (IMWA), Bunbury, Úc Đại Lợi.

McCullough, CD, Ballot, E, Short, D (2013). 'Breach and decant of an acid mine lake by a eutrophic river: river water quality and limitations of use' *(Chỗ lở và sự lắng gạn của hồ mỏ axít bởi nước sông giàu dinh dưỡng: chất lượng nước sông và những hạn chế sử dụng),* tr. 317–327 trong Biên bản Hội nghị Giải quyết Nước mỏ 2013, Lima, Peru, Infomine Inc.

6.7 Các vị trí mỏ đã khai thác

Các dự án mỏ đã khai thác (đồng nâu) xảy ra trên hay rất gần với một hoạt động khai thác mỏ trước đây hay hiện hành trái với các dự án khai thác mỏ chưa khai thác (đồng xanh) được triển khai trong khu vực trước đây chưa khai thác mỏ. Các vị trí đã khai thác mỏ mang đến những cơ hội để áp dụng các phương thức tiên tiến vào những khu vực cũ, nơi mà các thực hành trước đây đã dẫn đến kết quả quản lý AMD kém hơn. Việc tái tục khai thác mỏ cũng có thể cung cấp những giá trị kinh tế xã hội từ các vị trí phối hợp với tiêu chuẩn bảo vệ môi trường cao hơn.[49]

Việc mở rộng dự án khai thác mỏ đã được chấp thuận và đang hoạt động tại vị trí hiện tại không phải là vấn đề chú trọng của phần này. Thay vào đó phần này chỉ tập trung vào các vị trí đã có những bước thay đổi trong viêc giám sát và/hay kỳ vọng của cộng đồng giữa lúc vị trí mỏ cũ ngừng hoạt động và một hoạt động mới bắt đầu. Sự thay đổi quyền sở hữu này hay bắt đầu lại sau một thời gian ngưng hoạt động có thể vừa mang lại các cơ hội và rủi ro cho việc thẩm định và quản lý AMD và cho việc thiết kế kế hoạch đóng của mỏ.

Cơ hội:

- Lượng thông tin đáng kể có thể đã được thu thập về đặc tính địa chất và hoá học của vị trí. Điều này có thể gồm các dữ liệu thu thập được trong thời gian khai thác mỏ, bên cạnh việc thăm dò. Ngược lại, một vị trí chưa khai thác phải dựa vào các dữ liệu thăm dò, hay nếu một hoạt động hiện hữu trong khu vực có cùng điều kiện địa chất tồn tại, các dữ kiện từ vị trí này có thể cho phép am hiểu rộng rãi hơn về những nguy cơ AMD có thể có.
- Thời gian có thể cho phép đánh giá ảnh hưởng thời tiết và sự tiến hoá của các đặc tính của vật liệu thải.
- Các loại đá thải có thể tiếp cận được trên mặt đất để lấy thêm mẫu và phân tích để có được sự hiểu biết tốt hơn về các đặc tính của AMD và để lập mô hình các sản phẩm ảnh hưởng thời tiết về lâu dài để thông báo cho ban quản lý chất thải, thiết kế địa hình, quản lý nước, kế hoạch trồng lại thảm thực vật và thiết kế đóng cửa mỏ.
- Nếu có được, các bộ dữ liệu theo dõi nước dài hạn có thể được đánh giá lại để thông báo sự phát triển các sách lược kiểm soát AMD.
- Hệ thống quản lý AMD theo phương thức tiên tiến có thể được tạo ra bằng cách xây dựng các kiến thức cơ bản có được từ các hoạt động trong quá khứ.
- Các phương pháp thực hành theo phương thức tiên tiến hiện tại để giảm thiểu AMD từ các chất thải hiện có tại hiện trường, song song với việc quản lý hiệu quả những chất thải mới sinh ra để giảm thiểu toàn bộ trách nhiệm quản lý chất thải tại hiện trường.

Nguy cơ:

- thẩm định về sự cẩn trọng[50] được thực hiện trong khuôn khổ của tiến trình mua lại vị trí đã ước đoán thấp đáng kể trách nhiệm AMD đối với dự án mới bằng cách đã không tính toán đầy đủ về:
  - mức độ nguy cơ AMD do thiếu hay không có đầy đủ sự mô tả đặc tính của chất thải và/hay dữ liệu quản lý nước từ những hoạt động khai thác trước đây
  - trong lịch sử đã có những cách thức quản lý chất thải kém chẳng hạn như tách riêng hay bao bọc chất thải không đầy đủ
- hoạt động quản lý nước bị hạn chế hay không chăm sóc và bảo trì (nước chảy trên mặt, nước thấm ngầm dưới đất, nước chảy tràn trên các mỏ lộ thiên hay khu khai thác ngầm dưới đất) tại các vị trí mỏ trong giai đoạn ngưng hoạt động kéo dài
- các dữ liệu theo dõi nước bị hạn chế hay không có (nước trên mặt đất hay nước ngầm) để từ đó có được sự hiểu biết về khuynh hướng lâu dài của AMD
- thiếu sự tin tưởng và chống đối của cộng đồng đối với một dự án khai thác mỏ mới vì những di sản trong quá khứ

49 49 Xem trường hợp nghiên cứu sông Savage ở Phần 5

50 50 Xem Phần 5.3

- có sự chậm trễ trong việc chấp thuận dự án do nhu cầu thực hiện các cuộc điều tra mất nhiều thời giờ và tốn kém vì thiếu các dữ liệu vững chắc về nguy cơ AMD.

Yếu tố then chốt để thành công trong việc quản lý AMD tại các vị trí đã bị ô nhiễm là hiểu rõ sự khác biệt của chúng với các khu vực nguyên sinh bằng cách giải quyết những vấn đề dưới đây:

- Sử dụng việc mô tả các đặc tính của AMD nhắm đến để hiểu các vật liệu thải đã thay đổi như thế nào từ lúc khai thác mỏ và được đổ trong các WRD hay TSF.
- Thiết kế và thực hiện việc quản lý thực hành các chất thải và kế hoạch đóng mỏ có lưu ý đến các đặc tính của các cơ sở chứa chất thải hiện tại.
- Hiểu sự tương tác thủy văn giữa các chất thải và nước trên mặt đất và các tầng nước ngầm nông và sâu
- Mô tả đặc tính môi trường tiếp nhận bằng cách xác định cả hiện tại và tiềm năng (tức là các giá trị có thể có ở đó khi không có tác động từ những hoạt động khai thác hiện tại) giá trị môi trường.

6.8 Vị trí mỏ đã bỏ hoang/di sản

Các vị trí mỏ di sản[51] đặt ra cùng những thử thách như những vị trí ô nhiễm ngoại trừ nó không thuộc quyền sở hữu của một công ty khai thác mỏ nào với trách nhiệm chăm sóc hay bảo trì và chúng hầu như không bao giờ có khả năng sẽ được mở trở lại (Pepper và cộng sự 2014). Điều này có nghĩa là cho dù vị trí này nằm trong tình trạng như thế nào đi nữa, cần phải có sự thẩm định một cách có hệ thống khu vực mỏ và hoạch định việc quản lý di sản AMD. Tình trạng ôxy hoá sunphít có thể thường ở giai đoạn cao, dẫn đến những tác động sâu rộng ở hạ nguồn cần phải được lượng định và hạ giảm.

Theo mặc định, nhiều những vị trí như thế này ngày nay thuộc trách nhiệm của các chính phủ và những chủ đất. Những chương trình đối phó các vị trí di sản cần phải xác định và đặt ra thứ tự ưu tiên cho các vị trí dựa trên cơ sở những nguy cơ về môi trường và kinh tế xã hội và các cơ hội để mang lại những giá trị lớn nhất từ các hoạt động can thiệp. Khuôn khổ sách lược của Úc để đối phó với các mỏ đã bỏ hoang (MCMPR–MCA 2010) khuyến khích phương pháp đa ngành để bảo đảm giá trị của những vị trí này được nhìn nhận, các dữ liệu được thu thập, các thẩm định nguy cơ được thực hiện và các vị trí mỏ được quản lý với đối tác là các tổ chức khác nếu có thể thực hiện được.

Những sử dụng khác của đất cũng phải được đánh giá để thăm dò các cơ hội về kinh tế. Thí dụ AMD&Art[52] ở Vintondale Hoa Kỳ, là công viên sử dụng các đặc tính của AMD (từ việc khai thác mỏ than) qua sự phối hợp nghệ thuật và khoa học để tạo ra đổi mới tại một nơi mà lẽ ra chỉ là một khung cảnh hoang tàn. Các khu vực mở rộng lớn dành cho các hoạt động giải trí, thư giãn và các sự kiện công cộng đã được tạo ra tại một vài khu vực di sản đã được phục hồi AMD từ việc khai thác mỏ urani ở Đông Đức trước đây.

Chìa khoá của thành công trong việc quản lý AMD tại những vị trí này cũng tương tự như tại những vị trí đã bị ô nhiễm. Tuy nhiên, những vấn đề dưới đây cũng cần phải được giải quyết:

- Đề ra những mục tiêu đóng cửa.
- Xác định những rủi ro chính trong hiện tại và tương lai và những trách nhiệm do khu mỏ đặt ra và triển khai các kế hoạch quản lý/khắc phục dựa trên cơ sở này.
- Tập hợp đội ngũ nhân viên có chuyên môn thích hợp đa ngành và có kỹ năng quản lý dự án.
- Phát triển một sự hiểu biết toàn diện về vị trí bằng cách đối chiếu những thông tin mang tính lịch sử trong một cơ sở dữ liệu không gian và hệ thống kiến thức quản lý, và thực hiện các cuộc điều tra mới nếu cần.
- Hiểu và giải quyết các kỳ vọng của những bên có quyền lợi liên quan, kể cả đối với người thổ dân và các giá trị di sản văn hoá và kỹ nghệ khác.
- Cân nhắc các cách thức cách tân để giải quyết những vấn đề đặc biệt; tỷ dụ như sự đối tác công–tư để tài trợ và quản lý các vị trí mỏ như trường hợp mỏ Britannia ở British Columbia.

51 Xem thêm ở Phần 8.6

52 http://www.amdandart.info/.

Thỏa thuận đối tác quốc gia hiện tại giữa chính phủ Úc và chính phủ lãnh địa Bắc Úc về sự phục hồi khu di sản mỏ đồng và urani Rum Jungle là trường hợp điển hình của phương thức tiên tiến trong việc áp dụng những nguyên tắc trên (Trường hợp nghiên cứu 10).

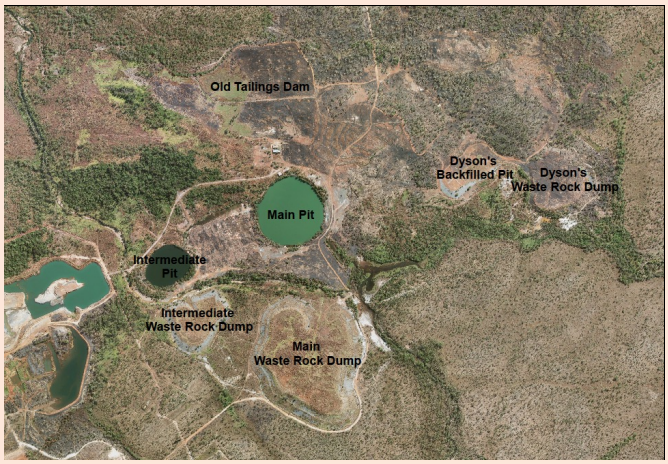
Trường hợp nghiên cứu 10: Kế hoạch phục hồi đối với mỏ di sản ở Rum Jungle, Bắc Úc

Bối cảnh

Khu mỏ Rum Jungle trước đây tọa lạc gần Batchelor ở Lãnh địa Bắc Úc, nằm cách Darwin khoảng 105 cây số đường bộ về hướng nam. Trong khoảng thời gian từ năm 1954 đến năm 1971, Rum Jungle đã sản sinh ra khoảng 3,53 tấn ôxýt urani và 20.000 tấn đồng nguyên chất. Chi tiết đầy đủ về các báo cáo kỹ thuật hiện tại và trong lịch sử có tại trang mạng www.nt.gov.au/d/rumjungle/.

Như được trình bày trong Hình 1, vị trí hiện tại gồm có

- ba bãi chứa đá thải—Chính, Giữa và Dysons
- hai hố mỏ đầy nước—Chính và Giữa
- một hố mỏ được đổ đầy trở lại với các chất thải mỏ và trên cùng là lớp đất và đá ô nhiễm—Dysons



Hình 1: Bản đồ khu mỏ cho thấy các địa điểm chính

Phương pháp đổ được sử dụng đối với đá thải và xử lý chất thải trong giai đoạn này do sự ôxy hoá liên tục khoáng chất sunphít trong chất thải và sản sinh ra những khối lượng đáng kể AMD có chứa axít và nồng độ đồng và các kim loại nặng khác cao. Những sản phẩm ôxy hoá này đã được xối trôi đi vào các nhánh sông Finniss lân cận trong mùa mưa, dẫn đến hậu quả làm cạn kiệt đời sống thủy sinh trên khoảng cách dài hằng nhiều cây số hạ nguồn trong một thời gian dài hằng nhiều thập kỷ.

Vị trí này đã được phục hồi lần đầu trong khoảng thời gian từ năm 1982 đến năm 1986 để giải quyết những vấn đề này, và việc này được tiếp nối bởi một chương trình theo dõi hiệu suất kéo dài trong 12 năm (Chính phủ Lãnh địa Bắc Úc 2013). Sau khi hoàn tất công tác phục hồi, cuộc thẩm định kỹ thuật toàn diện đã xác định được rằng các tiêu chuẩn kỹ thuật và môi trường được đề ra trong kế hoạch phục hồi đã được đáp ứng một cách thành công (Pidsley 2002). Thực vậy, tiêu chuẩn hiệu suất này vẫn được tiếp tục hội đủ cho đến ngày hôm nay.

Mặc dù các công việc vào khoảng giữa thập niên 1980 là trường hợp tiêu biểu cho các phương thức tiên tiên của thế giới lúc bấy giờ, thế nhưng nó không đưa đến kết quả trong điều kiện cuối cùng của khu mỏ hội đủ tiêu chuẩn nước thời nay hay tiêu chuẩn dọn quang khu mỏ đã bị ô nhiễm. Những tiến bộ trong việc hiểu biết về các thiết kế của lớp bao phủ đã cho thấy là các lớp phủ nhiều tầng được phủ lên trên các đá thải sunphít là quá mỏng để có thể đối phó với chu kỳ ướt–khô gây ra bởi điều kiện khí hậu gió mùa mưa–nắng, với các vết nứt trên mặt đất sét nén xảy ra (Taylor và cộng sự 2003). Bên cạnh các vấn đề về kỹ thuật, những công việc nguyên thủy đã được hoàn tất mà không có sự đóng góp ý kiến nào của người thổ dân là chủ nhân truyền thống của khu mỏ.

Kể từ năm 2009, chính phủ Lãnh địa Bắc Úc (thông qua Bộ Hầm mỏ và Năng lượng) và chính phủ Úc đã bắt đầu hành động theo một thỏa thuận đối tác quốc gia để cải thiện sự bảo dưỡng khu mỏ và theo dõi về môi trường, và triển khai sách lược phục hồi được cải tiến để đồng nhất với quan điểm và quyền lợi của các chủ nhân truyền thống (Laurencont & Rider 2014).

Các biểu thị đặc trưng địa hoá học của đá thải

Một xem xét chính đối với việc triển khai các tình huống phục hồi là hiểu về các đặc tính địa hoá học của vật liệu thải trong WRD hiện tại và các hố mỏ đã đổ đầy trở lại. Tiến trình địa hoá học xảy ra và mức độ các vật liệu sunphít đã ôxy hoá cần biết để thẩm định tính hiệu quả có thể có của những sách lược quản lý khác nhau trong tương lai. Những thông tin này sẽ được sử dụng để xếp thứ tự ưu tiên vật liệu thải trong bối cảnh sách lược kiểm soát hiệu quả nhất–thí dụ như tái chuyển đổi vị trí càng nhiều càng tốt dư lượng sunphít cao chứa trong các vật liệu bên dưới mực nước ngầm trong các hố mỏ đầy nước hiện tại để tránh xảy ra thêm tình trạng ôxy hoá và sản sinh ra axít. Trong bối cảnh này, toàn bộ khả năng của các hố lộ thiên Chính và Giữa tiêu biểu cho 50% tổng khối lượng của đá thải và đất bị ô nhiễm chứa trong WRD và hố mỏ lộ thiên Dyson (đổ đầy lại).

Hai chương trình lấy mẫu thử đã được hoàn tất trong vòng bốn năm qua để xác định đặc tính tình trạng hiện tại của các vật liệu chứa trong WRD và các hố mỏ đổ đầy trở lại. Một cuộc điều tra ban đầu về đặc tính địa hóa học hiện tại của các chất thải chứa trong WRD và trong hố Dysons được đổ đầy trở lại đã được hoàn tất vào năm 2012 (Công ty Tư vấn SRK 2012). Người ta đã đào bốn đường hào ở mỗi WRD để cung cấp một khoảng không gian bao phủ hợp lý trên bề mặt của mỗi bãi thải, với vị trí của mỗi đường hào này được thông báo bởi các thông tin lịch sử về cấu trúc của WRD. Cuộc điều tra này đã kết luận rằng những vật liệu thải rất không đồng nhất với sự quan hệ yếu kém giữa pH ngoài thực địa và EC. Sự ôxy hoá đã được tìm thấy rất không đầy đủ trong các bãi WRD chính và giữa với mức độ ôxy hoá lớn hơn ở WRD Dysons.

Thoạt đầu, người ta tiên liệu là mức độ ôxy hoá và nguồn gốc thạch học của các chất thải có thể được suy ra từ những quan sát bằng mắt. Phương pháp này đã giảm thiểu được các công viêc mô tả đặc tính của phòng thí nghiệm với ít mẫu thử cần có hơn tùy thuộc vào những phân tích chi tiết để mang đến một bức tranh toàn diện hơn về các đặc tính địa hóa của chất thải. Điều không may là các đặc tính địa hoá học như mức độ ôxy hoá, khả năng của axít và hàm lượng của kim loại thấm qua được đã không tương ứng với các đặc tính quan sát được.

Tuy nhiên, người ta đã tìm thấy được là thường giữa giá trị pH của NAG và những khám phá từ ABA có sự tương quan tốt (tức là vật liệu NAPP dương tính sản sinh ra pH axít NAG).

Công ty Tư vấn SRK (2012) đã xác định rằng ngoại trừ WRD ở Dysons, tất cả các cấu trúc chứa dư lượng sunphít đáng kể (axít mới bắt đầu) với tiềm năng tiếp tục ôxy hoá và sản sinh ra điều kiện AMD trong tương lai. Tới nay dư lượng sunphít cao nhất có trong WRD Giữa.

Đường hào tương tự đã được đào cho công trình đầu tiên này đã cung cấp những hiểu biết giá trị về tính chất của chất thải hiện diện trong WRD, nhưng được giới hạn ở độ sâu tối đa 10 m trong WRD. Điều này có nghĩa là chỉ có 50% hay 60% phần trên cùng của các đặc tính chất thải trong WRD được lấy mẫu thử. Bên cạnh đó, khối lượng axít hiện tại được chứa trong chất thải không được định lượng bởi chương trình mô tả đặc tính này. Axít hiện tại gồm có hai thành phần:

- axít có thể định chuẩn độ gồm axít sunphuaric và axít khoáng chất
- axít hiện diện dưới hình thức khoáng chất thứ cấp hoà tan kém chẳng hạn như jarosit và alunit.

Thông tin về khối lượng axít hiện có cần để ước lượng khả năng của vật liệu này có thể rỉ ra các chất hoà tan, để có thể triển khai các sách lược thích hợp nhằm quản lý trong tương lai. Tầm quan trọng của việc xác định khối lượng axít hiện diện trong các đá thải đã bị ôxy hoá một phần tại các mỏ đã bị ô nhiễm và di sản được chú trọng trong Chương 4.

Các cuộc điều tra phụ thêm đã được thực hiện trong năm 2014 để vừa mô tả đặc tính toàn diện chất thải từ bề mặt WRD xuống đến mặt đất khởi thủy và để định nghĩa rõ hơn về mức độ ôxy hoá và sự hiện diện của các vật liệu axít sunphát thứ cấp như jarosit. Các mỏ thử nghiệm được khai quật bằng các máy khai quật 30 tấn và mở rộng từ bề mặt trên cùng của WRD cho đến độ sâu của mặt đất tự nhiên (lên đến 21 m). Quá trình khai quật này là một hoạt động khai mỏ trở lại với quy mô nhỏ, với sự tiếp cận độ sâu cần thiết để cắt ngược nhiều ở hai bên hông với các mặt ngang trung gian. Các dấu vết của sự khai quật sâu nhất được đo ở mức 100 m x 50 m (Hình 2).

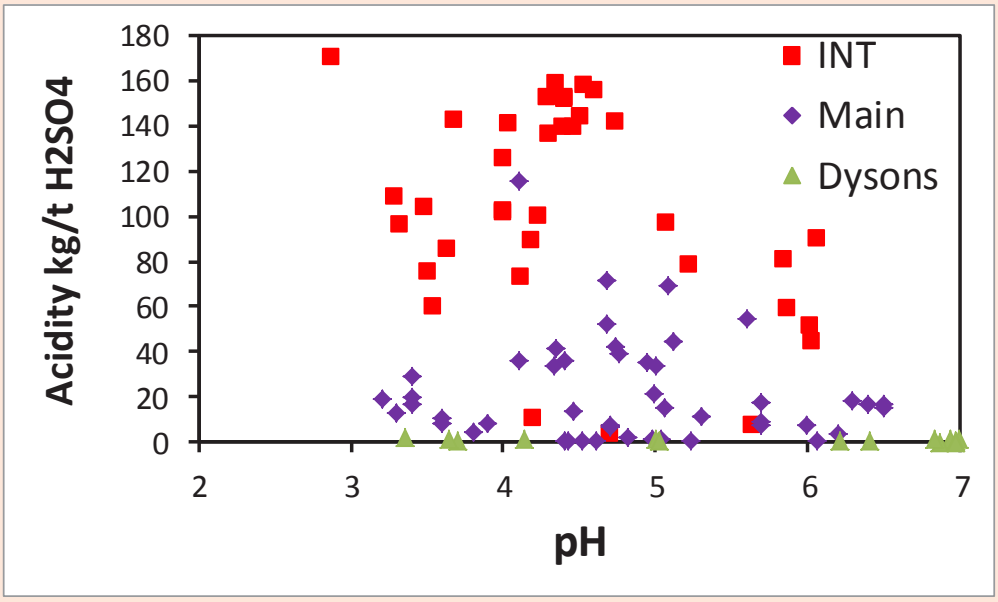
Hình 2: Hố được trích suất để lấy mẫu thử (ở mức 15m từ bậc khai thác) ở WRD Chính. Thang biểu được cung cấp bởi người cao 2m đứng bên tay phải

Các mẫu được thu thập ở các cách khoảng thẳng đứng 1 m hay ở nơi nào có thể quan sát thấy được sự thay đổi về thạch học. Máy khai quật được trang bị một thùng có lưới rây 7,5 cm để đựng các mẫu đá thu được. Các mẫu đá này được đưa lên mặt đất và thùng được rung lắc để tách các khối nhỏ <7,5 cm, và những khối >7,5 cm được để qua một bên. Các mẫu phụ nặng hai mươi bốn kilogram từ đống đá <7,5 cm sau đó được đem đi để xác định các đặc tính. Bằng cách này, người ta đã biết được khá rõ về sự phân bố của các đá ở mỗi độ cách khoảng 1 m theo chiều thẳng đứng. Những thông tin này cần thiết để thông báo về cách xử lý vật liệu, để thiết kế bãi chứa được đề xuất cho các vật liệu thải và để lập thang biểu các thông tin về đặc tính địa hoá học đối với các khối vật liệu.

Các kết quả của các thử nghiệm tĩnh địa hoá học

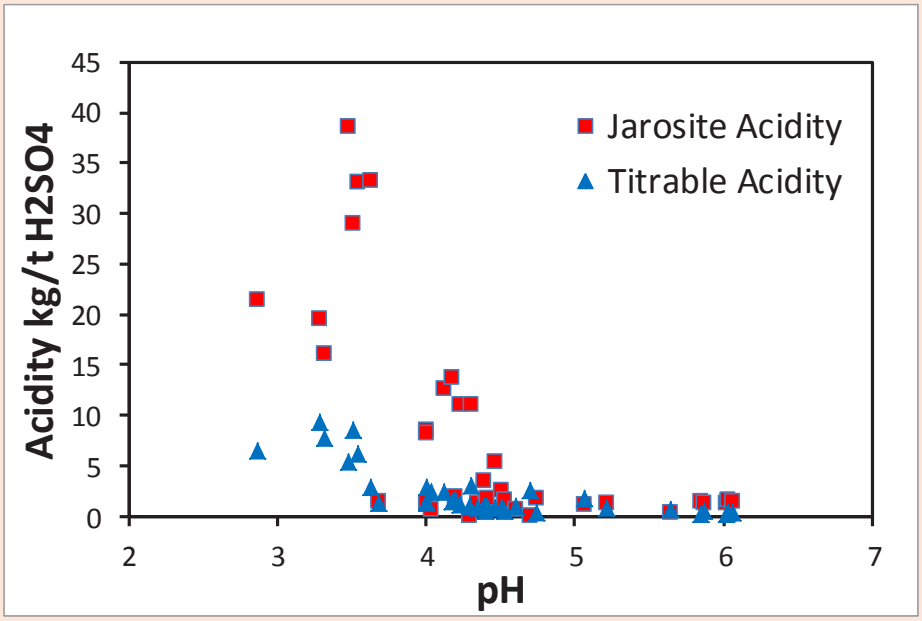
Các dữ liệu axít chớm (được biểu thị bằng kg/t H_2SO_4 tương đương) thu được từ chương trình này được tóm tắt trong Hình 3. Axít chớm (có thể axít hoá, AP) đề cập đến tính axít có thể được sản sinh ra nếu tất cả sunphít còn lại trong vật liệu bị ôxy hoá một phần sẽ ôxy hoá. WRD ở giữa (INT trong Hình 3) có chứa đựng độ axít chớmn cao nhất.

Hình 4 cho thấy sự phân bổ của axít hiện tại giữa độ axít jarosít và axít chuẩn độ trực tiếp trong WRD trung gian. Điều rõ ràng từ các dữ liệu này là việc không tính toán được thành phần axít trong jarosít sẽ dẫn đến kết quả ước tính thấp độ axít hiện tại của vật liệu này và từ đó khối lượng của chất trung hoà cần được thêm vào để tính toán toàn bộ độ axít hiện tại.



Hình 3: So sánh độ axít mới bắt đầu tại ba WRD

INT= trung bình



Hình 4: So sánh giữa axít đã định chuẩn và axít của Jarosite qua WRD trung bình

Kế hoạch phục hồi được đề xuất

Sách lược phục hồi được ưa thích hơn đối với các vị trí mỏ bao gồm việc đổ đầy trở lại mỏ lộ thiên chính với các đá thải có hàm lượng sunphít cao (axít chớm) (tất cả phần trung gian và phần WRD Chính), với sự củng cố các đá thải còn lại và các vật liệu bị ô nhiễm khác ở khu mỏ vào một cơ sở chứa chất thải mới trên mặt đất được thiết kế cho riệng mục đích này. Chọn lựa được ưa thích hơn này được xác định bằng cách sử dụng công cụ phân tích tính toán đa diện (Chính phủ Lãnh địa Bắc Úc 2013). Tiến trình phân tích tính toán đa diện đã được cấu trúc quanh bốn vấn đề chính:

- môi trường
- khả thi về mặt kỹ thuật
- văn hoá
- tài chánh.

Mỗi thành phần riêng biệt của mỗi vấn đề này được tính điểm theo hiệu năng tương đối được dự phóng so với các mục tiêu phục hồi, với sức nặng đồng thuận được áp dụng để rút ra các giá trị được giao phó cuối cùng.

Cả hai sách lược chứa chất thải đòi hỏi tính chất thiên nhiên địa hoá học của vật liệu phải được hiểu rõ và giải quyết. Trong trường hợp của vật liệu sẽ được đổ vào mỏ, hàm lượng sunphít dư lượng sẽ không là vấn đề vì rằng việc đổ bỏ dưới mực nước ngầm sẽ ngăn chặn được sự ôxy hoá trong tương lai của dư lượng sunphít. Tuy nhiên, đối với vật liệu này tính axít hiện diện có thể cần phải được trung hoà để giảm thiểu tiềm năng ô nhiễm nước ngầm bằng axít và các kim loại hoà tan được.

Các công tác thử nghiệm định chuẩn trong phòng thí nghiệm đã cho thấy độ pH 7 là độ pH mục tiêu tối đa của việc loại bỏ kim loại trong trường hợp các vật liệu bị ôxy hoá một phần cần được trung hoà để đổ bỏ vào các cơ sở chứa chất thải mới.

Nhu cầu trung hoà vật liệu một phần hay toàn phần vật liệu sẽ được đổ vào các hố mỏ sẽ được thẩm định bởi các nghiên cứu về độ nhạy cảm của đầu ra từ mô hình vận chuyển thủy địa của những gì chứa trong hố mỏ.

Thiết kế của cơ sở chứa chất thải trên mặt đất cần phải giảm thiểu cả tiềm năng ôxy hoá tương lai đối với dư lượng sunphít và khối lượng nước xâm nhập (phương tiện vận chuyển sản phẩm oxy hoá) qua bề mặt của cơ sở. Hiện nay người ta đang lập kế hoạch để thêm cho đủ chất trung hoà vào vật liệu khi được đổ vào để trung hoà axít hiện có.

Kết luận

Rum Jungle là trường hợp điển hình của khu mỏ thoạt đầu bị bỏ hoang chủ yếu không có chương trình phục hồi các vật liệu sunphít dễ phản ứng. Hậu quả là sự ô nhiễm nghiêm trọng đối với con sông tiếp nhận AMD. Chương trình phục hồi lần đầu tiên đạt kết quả đã được thực hiện vào giữa thập niên 1980 với mức đầu tư đáng kể lúc bấy giờ vào khoảng 20 triệu Úc kim (thời giá 1980). Nhiều lãnh vực trong công trình này là phương thức thực hành tiên tiến tầm cỡ thế giới lúc bấy giờ, và mục tiêu hiệu năng (giảm thiểu phần trăm độ xâm nhập trên mặt của WRD và giảm thiểu phần trăm khối chất ô nhiễm ở hạ nguồn) đã đạt được và duy trì. Tuy nhiên, kết quả cuối cùng không đạt được tiêu chuẩn chất lượng nước thời nay về bảo vệ môi trường. Thêm vào đó, thiết kế bao phủ không thích hợp lắm với khí hậu gió mùa ướt–khô và hiệu năng của hệ thống phụ đã dần dần bị thoái hoá, Tất cả những yếu tố này cộng với yếu tố là người thổ dân chủ nhân truyền thống của khu mỏ đã không được tham khảo ý kiến về công tác phục hồi ban đầu, đã dẫn đến nhu cầu phải xem lại các mục tiêu phục hồi và sách lược cho khu mỏ. Giờ đây người ta ước lượng là phải tốn hơn 200 triệu Úc kim để thực hiện sách lược phục hồi được ưa chuộng hơn.

Điều chính yếu mà người ta có thể học được từ trường hợp nghiên cứu này là việc không ngăn ngừa được AMD xảy ra ngay từ đầu có thể dẫn đến những hành động khắc phục rất tốn kém phải thực hiện trong tương lai. Điều học hỏi được thứ nhì là bất kỳ hành động khắc phục nào cũng cần được suy nghĩ và tính toán phạm vi thật cẩn thận (kể cả các lãnh vực xã hội và văn hoá) để tránh khỏi phải quay lại và chịu những phí tổn lớn hơn trong tương lai.

THAM KHẢO

Laurencont, T, Rider, M (2014). 'The Rum Jungle National Partnership Agreement' *(Thỏa thuận Đối tác Quốc gia Rum Jungle),* trang 125–130 trong Miller, H, Preuss, L (eds), Biên bản Hội thảo Úc lần thứ Tám về Nước thải có Axít và Kim loại, Adelaide, Nam Úc, 29 Tháng Tư – 2 Tháng Năm 2014, Công ty TNHH JKTech, Brisbane.

Chính phủ Lãnh địa Bắc Úc (2013). 'Former Rum Jungle mine site conceptual rehabilitation plan' *(Kế hoạch phục hồi khái niệm khu mỏ Rum Jungle trước đây),* Tháng Năm năm 2013, www.nt.gov.au/d/rumjungle/.

Pidsley, S (ed) (2002). 'Rum Jungle rehabilitation project monitoring report 1993–1998', *(Báo cáo theo dõi dự án phục hồi mỏ Rum Jungle)* Bộ Hạ tầng Cơ sở, Kế hoạch và Môi trường, Báo cáo Kỹ thuật Số 01/2002, www.nt.gov.au/d/rumjungle/index.cfm?newscat1=&newscat2=&header=Historic%20Technical%20Reports.

SRK Consulting (2012). 'Geochemical characterisation of waste at the former Rum Jungle mine site' *(Mô tả đặc tính địa hoá học của chất thải tại khu mỏ Rum Jungle trước đây),* báo cáo DOR001 cho Bộ Tài nguyên Chính phủ Lãnh địa Bắc Úc, Tháng Chín năm 2012.

Taylor, G, Spain, A, Nefiodovas, A, Timms, G, Kuznetsov, V, Bennett, J (2003). Determination of the reasons for deterioration of the Rum Jungle waste rock cover, *(Xác định nguyên nhân thoái hoá lớp phủ đá thải ở Rum Jungle)* Tháng Bảy năm 2003, www.nt.gov.au/d/rumjungle/index.cfm?newscat1=&newscat2=&header=Historic%20Technical%20Reports.

7.0 XỬ LÝ AMD

Các ý chính

- Việc xử lý AMD có thể là phần tốn kém trong hoạt động khai thác mỏ và có thể còn tốn kém hơn đối với trách nhiệm sau khi đóng mỏ nếu như khuynh hướng vật liệu sunphít sản sinh ra AMD không được nhìn nhận và quản lý thích đáng ngay từ khi bắt đầu khai thác mỏ.
- Không có phương pháp xử lý nào có thể mang lại giải pháp hoàn toàn 'giải quyết một lần một' được vì tất cả mọi hệ thống đều cần phải được theo dõi và bảo trì dài hạn.
- Việc xử lý chủ động xử dụng thuốc thử trung hoà chủ yếu là calci có thể vẫn còn là chọn lựa trong một thời gian đối với việc xử lý sơ cấp (giai đoạn đầu) với cường độ AMD từ trung bình đến cao (độ pH thấp) và để xử lý những hệ thống mà tốc độ dòng chảy của nước có axít thay đổi ở mức độ nhiều.
- Hệ thống xử lý thụ động được giới hạn trong tình hình độ axít thấp khi mà tốc độ dòng chảy của nước được xử lý tương đối không thay đổi theo thời gian.
- Hệ thống vùng đầm lầy đem đến một giải pháp hấp dẫn để xử lý cuối cùng nước trước khi trung hoà và trong những trường hợp độ pH trên 4,5.
- Việc xử lý tại chỗ các ao hồ hay hố mỏ có chứa AMD đòi hỏi kiến thức chuyên môn về tập tính vật lý và hoá học của hệ thống mới có thể thành công.

7.1 Tại sao và khi nào chúng ta cần xử lý?

Ngoài phương thức tiên tiến, tránh và giảm thiểu việc sản sinh ra AMD (sử dụng các phương pháp được mô tả ở Phần 6) và chỉ coi AMD là biện pháp cuối cùng nếu như những phương pháp khác đều bị thất bại còn là cách kinh doanh khôn ngoan.

Việc xử lý AMD cần được xem xét không chỉ để bảo vệ các giá trị môi trường của các thủy lộ, mà còn cho những trường hợp khi mà:

- việc tái sử dụng nước khu mỏ hay nước xử lý là điều cần thiết tại những vùng mà nguồn nước bị hạn chế
- phương pháp hay các thiết bị quan trọng khác cần được bảo vệ tránh bị ăn mòn hay bị đóng bẩn bởi vì đóng vảy
- nước ở các hố hay khu khai thác ngầm dưới đất phải được dời đi để có thể tiếp cận với nguồn tài nguyên quặng (đây là yếu tố đặc biệt quan trọng trong bối cảnh khử trùng tài nguyên)
- có thể thu hồi kim loại theo tính toán thương mại
- mạch nước ngầm bị ô nhiễm bởi vùng AMD và vùng ô nhiễm này cần phải được khắc phục.

Việc sản sinh ra AMD trong thời gian hoạt động thường có thể được quản lý với phí tổn tương đối thấp hơn là sau khi đóng mỏ—thí dụ như bằng cách chứa AMD trong tiến trình hay mạch nước ao, hay bằng cách đổ bỏ chung với chất thải alkalin (một phần chi phí sản xuất ngầm). Khi đóng mỏ, những chọn lựa quản lý hoạt động này không còn nữa.

Nếu có thể được, yêu cầu quản lý AMD sau khi đóng mỏ có thể không được nhận ra trong thời gian hoạt động bởi vì mức độ của những vấn đề trong tương lai được khuất lấp bởi thời gian trễ dài, cùng với việc thiếu các dữ liệu theo dõi thích hợp. Tình trạng này có thể chắc chắn sẽ xảy ra nếu không có đủ các thử nghiệm tĩnh và động đối với chất thải.

Việc các hoạt động khai thác mỏ gây ô nhiễm cho mạch nước ngầm trong lịch sử cho thấy không được chú ý nhiều lắm ở Úc so với sự ô nhiễm của nước trên mặt đất. Sở dĩ có chuyện này là vì nhiều mỏ nằm ở các vùng xa xôi không có những người sử dụng nước ngầm cạnh tranh. Tuy nhiên tại một số địa điểm ở Úc và đặc biệt ở Liên hiệp Âu châu và tại Hoa kỳ, tình trạng khai thác mỏ gây ô nhiễm nước ngầm đòi hỏi những hành động khắc phục rất tốn kém (thí dụ, xem Brown và cộng sự 2009).

Việc ngăn ngừa sự lây lan thêm các chất hoà tan trong mạch nước ngầm bằng cách khoanh lại và phục hồi ('bơm và xử lý') có thể là một cách thức khó khăn, tốn kém và lâu dài. Nguyên tắc chung là một năm ô nhiễm mạch nước ngầm cần có nhiều năm bơm và xử lý để khắc phục vùng ô nhiễm. Và hậu quả là sự chú trọng vào thiết kế và vị trí của WRD, bãi chứa quặng và TSF tại các vị trí mỏ mới nên là phòng ngừa hay giảm thiểu tác động đến mạch nước ngầm trong tương lai.

Không có phương pháp xử lý đơn lẻ nào có thể mang lại giải pháp 'giải quyết một lần một' vì tất cả các hệ thống đều đòi hỏi một mức độ theo dõi và bảo trì dài hạn. Việc chọn lựa phương pháp xử lý AMD thích hợp (hay kết hợp các phương pháp) thế nào cũng tùy thuộc vào các điều kiện đặc biệt tại khu mỏ kể cả thành phần của nước và các mục tiêu xử lý.

Toàn bộ tiến trình xử lý (kể cả sự lắng và đổ bỏ bùn) cần phải được thẩm định một cách hệ thống trước khi các chọn lựa xứng đáng với chi phí nhất có thể được xác định ra, và có thể cần phải có những kiến thức chuyên môn của các chuyên gia xử lý nước. Các kỹ thuật xử lý AMD được mô tả trong phần này nói chung có thể áp dụng được cho cả nước trên mặt đất lẫn lấy từ nước ngầm. Các kỹ thuật đặc biệt đối với việc xử lý tại chỗ nước ngầm được xác định ở Phần 7.3.3.

7.2 Những cân nhắc tổng quát về việc tuyển chọn hệ thống xử lý

Các yếu tố chính yếu cần phải được giải quyết khi tuyển chọn phương pháp xử lý nước thích hợp nhất là những điều dưới đây:

- *Đặc tính hoá học của nước.* Kim loại/á kim và độ pH (tức là tính axít) là những mục tiêu thông thường nhất trong việc xử lý AMD, thế nhưng việc khử đi các ion như magiê và sunphát cũng có thể cần làm.
- *Khối lượng nước (hay tốc độ dòng chảy).* Chi phí của việc xử lý nước là một chức năng của cả tốc độ dòng chảy được xử lý và thành phần của nước. Trong nhiều trường hợp, tốc độ dòng chảy là yếu tố chính quyết định tầm cỡ của hệ thống xử lý bất kể là chủ động hay thụ động. Cần phải nỗ lực để hạn chế khối lượng/tốc độ dòng chảy cần được xử lý, cả trong lúc hoạt động lẫn sau khi đóng mỏ.
- *Mục tiêu xử lý.* Mục tiêu của chất lượng nước được xử lý phải đặc biệt đối với khu mỏ và tùy thuộc vào một số các yếu tố, kể cả các vấn đề liên quan đến việc bảo vệ nhà máy và thiết bị tránh không bị ăn mòn và việc bảo vệ các giá trị môi trường của nguồn nước tiếp nhận.

Nguồn gốc của các mục tiêu xử lý đòi hỏi sự cân nhắc khuôn mẫu thẩm định nguy cơ được trình bày chi tiết trong ANZECC–ARMCANZ 92000a).[53] Các nhánh quyết định và nhu liệu điện toán có thể giúp trong việc tuyển chọn AMD. các phương thức xử lý và ước tính chi phí của các kỹ thuật khác nhau được mô tả trong Taylor và cộng sự (2005) trong phần hướng dẫn do Hội đồng Kỹ thuật và Giám sát Liên Tiểu bang (ITRC)[54] tại Hoa Kỳ cung cấp và bởi gói nhu liệu AMDTreat (xem bảng Thuật ngữ) có tại Văn Phòng Cải tạo và Cưỡng hành Khai thác Mỏ trên Mặt đất (OSMRE).[55] AMDTreat có thể giúp ích cho người sử dụng trong việc ước tính chi phí xử lý AMD sử dụng các loại xử lý chủ động và thụ động.

53 Như được mô tả ở Phần 5.3, trường hợp nghiên cứu Mount Morgan trong phần này chứng minh cho việc áp dụng phương pháp này. Xem thêm trong cẩm nang phương thức tiên tiến Risk Management (Quản lý nguy cơ (DIIS 2016f) để có được phần trình bày rộng hơn về đề tài này.

54 http://www.itrcweb.org/miningwaste-guidance.

55 http://amd.osmre.gov/.

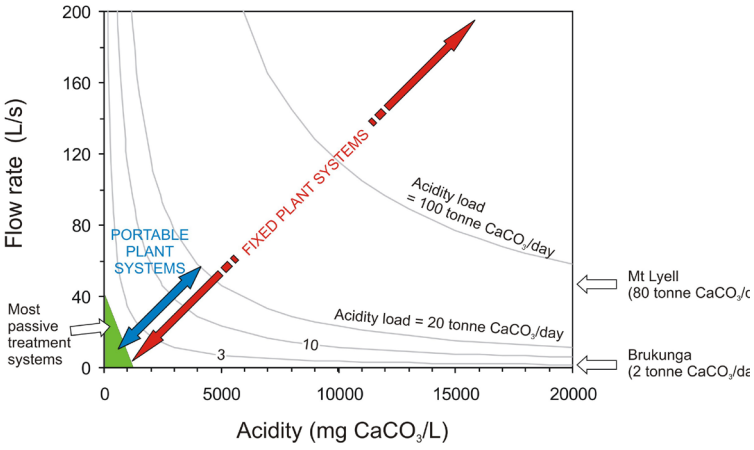
7.3 Kỹ thuật xử lý—chủ động hay thụ động?

7.3.1 Tổng quan

Hệ thống xử lý AMD có thể được phân loại ra làm chủ động hay thụ động. Những thuộc tính thông thường của một hệ thống xử lý thụ động là nó không có hay có rất ít đòi hỏi để bơm chủ động (bằng điện hay dầu cặn), và không có đòi hỏi đối với các thuốc thử hoá học phụ thêm nào.

Liệu phương pháp chủ động hay thụ động là phương pháp thích hợp đối với ứng dụng AMD nhất định có thể đươc xác định bằng cách thẩm định lượng axít của AMD đổ vào. Phương pháp xử lý thụ động có thể hấp dẫn về mặt kinh tế trong một số trường hợp đúng, thế nhưng lại có một số hạn chế đáng kể. Chúng thích hợp nhất để xử lý nước với độ axít thấp (<800 mg $CaCO_3$/L) và tải trọng axít thấp (100–150 kg $CaCO_3$ một ngày). Giải pháp xử lý thụ động không thích hợp đối với công việc xử lý đòi hỏi quá mức tương đương 150 kg $CaCO_3$ mỗi ngày. Có nhiều những thí dụ mà quy luật này không được theo đúng khi thiết kế và thực hiện hệ thống xử lý thụ động, và hậu quả không thể tránh được là quá tải và không đáp ứng được các mục tiêu xử lý. Hình 29 có thể được sử dụng để suy diễn sự áp dụng các hệ thống xử lý AMD khác nhau dựa trên khối axít của AMD đổ vào.

Hình 29: Sự tuyển chọn phương thức xử lý thích hợp đầu tiên có thể được dựa trên khối lượng axít hằng ngày



Tài liệu: Taylor và cộng sự (2005)

Một hệ thống xử lý thụ động vùng đầm lầy bị thất bại được trình bày trong Hình 30. Vùng đầm lầy thoạt đầu được thiết kế để xử lý nước có độ pH 5. Nó hoạt động thành công trong ba năm nhưng bị quá tải khi khối lượng nước thấm khổng lồ không tiên đoán trước có độ axít mạnh bắt đầu xả thải từ khu vực WRD đã được bao phủ kế cận. Mặc dù việc lắp đặt hệ thống kỹ thuật nước thoát đá vôi lộ thiên ở thượng nguồn của các vùng đất ngập, vẫn không có đủ khả năng trung hoà để xử lý lượng axít tăng cao.

Hình 30: Vùng đầm lầy được xây dựng để đánh bóng nước thấm qua từ một WRD được bao phủ, trong những năm đầu của nước thải trung tính (trái) và sau khi nó bị áp đảo và làm cho trở nên vô hiệu bởi sự chọc thủng lớp nước thấm giàu kim loại và có độ axít cao (phải)

Trong trường hợp nước thải mỏ hơi có tính axít đến gần trung tính chẳng hạn như độ pH 5–8, những dòng chảy rất lớn (trong khoảng giới hạn được định nghĩa trong thời gian nằm lại và khu vực có sẵn) có thể được xử lý trực tiếp bởi hệ thống vùng đầm lầy với chi phí thấp và với khả năng chất lượng nước tốt hơn ở đầu ra có thể đạt được bằng cách xử lý nước chủ động.

7.3.2 Hệ thống xử lý chủ động

Xử lý tập trung

Phương pháp thông thường xử lý AMD chủ động tập trung bao gồm việc sử dụng nhà máy xử lý nước cố định (WTP) mà nước có axít sẽ được bơm vào đây hoặc chuyển hướng từ một hay nhiều nước thân mỏ. Một loạt các tiến trình được sử dụng để trung hoà nước axít và sau đó tách các chất rắn (kim loại kết tủa) ra khỏi nước. Các trợ cụ kiểm soát có sẵn tại WTP (đưa vào dòng nước chảy, thời gian cư trú, tốc độ trộn lẫn tỷ lệ thông gió, tốc độ thêm chất thử nghiệm, tốc độ thêm keo tụ, tốc độ tái sinh bùn và tiếp diễn). Chúng cho phép điều chỉnh hoạt động của WTP để đạt được dòng không thay đổi của nước phun ra được xử lý đến một tiêu chuẩn định sẵn.

Lợi điểm của phương pháp WTP tập trung là nó được thiết kế để thích hợp với nhiều khối lượng axít (Hình 29). Tuy nhiên việc tuyển chọn một kỹ thuật xử lý thích hợp hay kết hợp các kỹ thuật sẽ mang đến dịch vụ khả thi chắc chắn và kinh tế tùy thuộc rất nhiều vào phành phần của nguồn nước và mục tiêu xử lý được yêu cầu.

Bốn loại kỹ thuật xử lý nước căn bản là:

- kết tủa kim loại hiđrôxít bằng cách thêm vào các yếu tố trung hoà để nâng độ pH, hay kết tủa sunphít kim loại
- trao đổi ion—một lớp nhựa được sử dụng để tách kim loại ra dưới hình thức tích điện dương hay âm tính
- tách lớp màng (thẩm thấu ngược hay thẩm tách điện)—loại cả ion muối chính và kim loại/á kim xuống một mức thấp
- hệ thống phản ứng sinh học cho việc loại bỏ kim loại/á kim và sunphát

Lưu ý là việc tách lớp màng là bước xử lý thứ cấp tiếp theo sự trung hoà axít trong giai đoạn đầu bằng việc điều chỉnh độ pH. Những việc làm chắc chắn trước lúc xử lý cần thiết để loại bỏ các chất hoà tan (đặc biệt là sắt, magiê, canxi sunphát và cácbônát) có thể nhanh chóng làm hư các lớp màng đất tiền vĩnh viễn.

Đa phần hình thức thông dụng nhất và nói chung tốn phí thấp nhất để xử lý chính chủ động là việc trung hoà hoá chất sử dụng WTP tập trung. Đây cũng là trường hợp của các thiết bị di động để xử lý tại chỗ, có thể là một chọn lựa tại chỗ khi chi phí thu thập và bơm AMD vào một WTP tập trung vượt quá chi phí xây dựng và điều hành một nhà máy di động, nhỏ hơn (xem Taylor và cộng sự 2005 và bên dưới). Hầu hết các kim loại/á kim có thể gây quan ngại có thể được loại bỏ bằng cách nâng độ pH đến mức độ yêu cầu. Tuy nhiên thủy ngân (Hg), molydebnum (Mo) chromium-VI (chromate), arsenic III (arsenite) và selen không thể được quản lý chỉ bằng cách kiểm soát độ pH không thôi. Việc thiết kế nhà máy để xử lý AMD đòi hỏi sự tính toán nhu cầu trung hoà của nước và các công tác thử nghiệm sàng lọc để xác định thứ nào trong số các chất có khả năng trung hoà sẽ là thứ xứng đáng với chi phí nhất để đạt được mục tiêu xử lý cần có.

Hai yếu tố của độ axít cần được xem xét: axít (H^+) và axít khoáng chất (ngầm).[56] Tổng số các giá trị axít có thể được xác định từ nồng độ kim loại hoà tan được và trị số pH sử dụng các công cụ như nhu liệu chia xẻ ABATES (Water và cộng sự 2014; xem Thuật ngữ).

Chọn chất trung hoà thích hợp nhất cho một ứng dụng cần xem xét về:

- độ pH cần có để đạt được các mục tiêu chất lượng nước
- chi phí (chi phí cung cấp cộng với chi phí xử dụng cho hoạt động)
- tốc độ và mức độ tăng độ pH
- sức khỏe và an toàn nghề nghiệp
- mức độ chuẩn bị (như nghiền nhỏ) và hệ thống cung cấp cần có
- mức độ liều lượng cần có (tức là, khối lượng chất trung hoà mỗi m3 nước)
- thời gian phản ứng, kể cả nhu cầu ôxy hoá
- độ dễ dàng lắng cặn, đặc tính thể tích và hoá học của bùn sản sinh ra (lưu ý là chi phí đổ bỏ bùn có thể tương đương với chi phí xử lý ban đầu).

Chất trung hoà thường được sử dụng nhất trong việc xử lý AMD là vôi (vôi sống, vôi hyđrát), sút ăn da (sodium hiđrôxít) magie hiđrôxít, magiê ôxýt và đá vôi. Việc này do bởi những loại chất thử này có sẵn dưới hình thức thương mại, đặc tính không độc quyền, sự hiện hữu của các hợp chất và kỹ thuật định liều lượng đã được chứng minh cho các sử dụng của chúng. Đặc tính xứng đáng với chi phí và các đặc tính có thể quản lý được về sức khỏe và an toàn nghề nghiệp trong việc áp dụng ở mức độ quy mô.

Yếu tố quan trọng nhất trong việc chọn lựa chất trung hoà là mục tiêu độ pH cần có để đạt được các mục tiêu xả thải chất lượng nước. Trong khi đá vôi là chất phản ứng chi phí thấp nhất, nhưng độ pH tối đa mà nó có thể đạt được chỉ vào khoảng 7. Con số này thường không đủ cao để khử các kim loại như magiê, kền, kẽm coban và cadmi xuống đến mức độ có thể chấp nhận được, vì vậy hyđrát vôi hay một trong các chất trung hòa khác được liệt kê bên trên cũng phải được cần đến.

Hệ thống vi khuẩn được thiết kế để giảm thiểu sunphát đã được BioteQ[57] (BioSulfide®) và Paques[58] (THIOPAQ®) phát triển. Vi khuẩn giảm thiểu sunphát có trong chất phản ứng sinh học ở mức độ cao giảm thiểu sunphát xuống sunphít và sunphua. Phương pháp này có thể sản sinh ra nước chứa <300 mg/L sunphát và cũng có thể loại bỏ kim loại/á kim tạo thành sunphít không hoà tan (đồng, cadmi, kền và chì cũng như arsenic, selen và molybdenum). Kỹ thuật này đã được hoạt động toàn diện từ giữa thập niên 1990, và một số nhà máy đã được lắp đặt. Nó thích hợp nhất cho những tình huống mức độ kiểm soát cao có thể được cung cấp và trong đó việc phục hồi kim loại/á kim ở mức độ thương mại có thể được.

56 Được định nghĩa ở Phần 2.2.

57 http://www.bioteq.ca.

58 http://www.paques.nl.

Một biến thể gần đây nhất về việc sử dụng hiđrô sunphít được sản xuất một cách hữu cơ để xử lý nước chứa kim loại sử dụng lưu huỳnh nguyên tố như là khởi điểm trong chất phát sinh hiđrô sunphít một mình (Bratty và cộng sự 2006). Khối lượng axít axêtít hay sắckrô cần để giảm thiểu sunphua thành sunphít chỉ là một phần tư thứ cần để giảm thiểu sunphát thành sunphít, là giảm bớt đáng kể chi phí hoạt động so với sử dụng sunphát như là nguồn sunphít. Đã có ít nhất năm nhà máy có quy mô thương mại sử dụng kỹ thuật này đã được đưa vào vận hành tại Hoa Kỳ và Canada.

Trong khi việc loại bỏ kim loại bằng hình thức kết tủa như sunphít có thể là sự tập trung ban đầu của phương pháp xử lý chủ động giảm thiểu sunphát, việc loại bỏ sunphát tự nó (thông qua một số các loại xử lý khác nhau) giờ đây đang trở thành sự chú trọng trong nhiều phạm vi quyền hạn ở ngoại quốc. Lý do của yêu cầu ngày càng tăng để hạ thấp nồng độ sunphát trong nước mỏ xả thải gồm:

- sự góp phần của nó vào độ mặn trong nước xả thải ra lưu vực
- tác dụng độc tố gián tiếp do kết quả của việc giảm thiểu vi khuẩn của sunphát thành hiđrô sunphít trong nước bọt của lớp trầm tích hạ nguồn chứa đầy đủ cácbon hữu cơ[59]
- sự kích hoạt hiện tượng phú dưỡng gây ra bởi sự phóng thích phốtpho từ lớp trầm tích để đáp ứng với sự chuyển đổi giai đoạn hiđrôxít ferric (chất kết dính chắc chắn của phốtphát) đến giai đoạn sắt sunphít ổn định hơn nhiều.

Trường hợp nghiên cứu 11 và 12 xem xét các xử lý chủ động. Trường hợp nghiên cứu 11 ghi nhận lịch sử hoạt động của một liều lượng vôi lớn ở WTP được chủ động lắp đặt ở khu mỏ di sản Mount Morgan ở Queensland.[60] Trường hợp nghiên cứu 12 mô tả phương thức tiên tiến của thế giới WTP ở Nam Phi sản xuất lượng nước uống được khổng lồ để sử dụng ở thành phố từ việc xử lý AMD do bốn mỏ than ngầm và ba mỏ lộ thiên sản sinh ra.

59 Trong khi tự thân sunphát có ít độc tố (ANZECC–ARMCANZ 2000), hiđrô sunphít lại nhiều độc tố hơn hiđrô xyanua.

60 Đây là cập nhật của trường hợp nghiên cứu trong lần xuất bản cẩm nang này vừa rồi ghi nhận mọi chuyện trong thời gian dẫn đến việc xây dựng nhà máy.

Trường hợp nghiên cứu 11: Xử lý chủ động nước mỏ tại các khu mỏ di sản trước khi xả thải nước đã xử lý vào một con sông, khu mỏ di sản Mount Morgan, Queensland

Bối cảnh

Khu mỏ di sản Mount Morgan nằm cách vùng Rockhampton ở Central Queensland khoảng 40 cây số về hướng Tây-Nam. Khu mỏ này gồm một diện tích 270 héc ta đất không được phục hồi, kể cả một mỏ cắt lộ thiên lớn (open-cut pit – OCP) đã bị ngập nước chứa khoảng 9.000 triệu lít nước có độ axít cao và giàu kim loại, nguồn AMD chính đổ vào con sông Dee kế cận từ vị trí được tạo thành bởi nước mưa chảy và nước thấm ở hai bên. Vào năm 2003, người ta đã xác định được rằng nước tràn từ OCP sẽ làm gia tăng đáng kể lượng axít và kim loại hằng năm đổ vào con sông Dee. Người ta đã ước tính rằng có khoảng 50% xác suất nước tràn không kiểm soát được từ OCP trong những năm tương lai nếu không có kế hoạch quản lý chủ động mực nước mỏ. Việc xử lý nước chủ động là cách duy nhất có thể thực hiện được để giảm thiểu xác suất nước tràn trong tương lai.

Việc triển khai công việc củng cố sự thực hiện cách xử lý nước OCP bằng các liều lượng vôi đã được trình bày như một trường hợp nghiên cứu trong ấn bản của cẩm nang này vào năm 2007 (DITR 2007). Tất cả các chi tiết kỹ thuật đầy đủ đã được cung cấp trong Jones và cộng sự (2003). Vôi sống (CaO) là chất trung hoà được chọn, có sẵn tại địa phương và là cách làm xứng đáng với chi phí bỏ ra. Vôi sống được tôi thành vôi tôi ($CaOH_2$) thêm vào nước mỏ, nâng độ pH lên đến mức xử lý 7,5. Việc xử lý nước OCP có tính axít và giàu kim loại tới mức độ chấp nhận được để xả vào con sông Dee có mục tiêu hạ giảm mực nước mỏ từ xác suất tràn 50% (trước năm 2006) xuống <1% xác suất tràn trong bất kỳ một năm nào dựa trên các ghi nhận lịch sử vũ lượng hằng năm. Kim loại ô nhiễm chính được nhắm đến để loại bỏ gồm nhôm, sắt, đồng, cadmi và kẽm.

Mô tả nhà máy xử lý

Nhà máy xử lý được thiết kế để xử lý nước mỏ có chứa các chất ô nhiễm ở mức độ được trình bày trong Bảng 1. Nhà máy vận hành theo kiểu sản xuất một loại vật liệu duy nhất (single train) đầu tiên được xây dựng để xử lý nước ở tốc độ 37,5 L/giây với khả năng thiết kế có thể được mở rộng thành kiểu sản xuất hai dòng sản phẩm trong tương lai. Nhà máy sản xuất một sản phẩm được đưa vào hoạt động vào năm 2006 với kinh phí 3,4 triệu đô-la. Các công trình nâng cấp được hoàn tất vào năm 2013 đưa đến kết quả là nhà máy có thể xử lý nước ở tốc độ tối đa 75 L/giây. Tổng chi phí xây dựng nhà máy xử lý nước kể cả công trình nâng cấp là 5,7 triệu Úc kim.

Nhà máy xử lý nước (Hình 1) giờ đây là nhà máy hoạt động tự động liên tục với khả năng xử lý bùn có tỷ trọng cao. Việc xử lý bằng vôi tôi đã mang lại sự kết tủa và khử được >99% các kim loại được nhắm đến (Bảng 1). Nồng độ dư lượng rất thấp của mức kim loại trong nước được xử lý thấp hơn rất nhiều trong AMD được xả thải vào sông trong lượng nước chảy tại khu mỏ vào những vụ mưa, lượng AMD vượt qua hệ thống ngăn chặn nước thấm hay AMD có thể phải chịu sự phóng thích không kiểm soát được trong thời gian hố mỏ bị ngập nước vì những vụ mưa cực kỳ nặng nề.

Hình 1: Nhà máy xử lý nước phân định liều lượng vôi tại mỏ Mount Morgan-bồn trung hoà

Nhà máy hiện hoạt động với công suất trung bình nước bơm vào 65L/giây (5,6 ML/ngày) từ hồ mỏ với số thu được là 48% (2,3 ML/ngày) nước đã được xử lý để thải đi. Lượng nước bơm vào trung bình có tính đến việc bảo trì theo lịch và những khi hoạt động giảm. Dòng chảy của lớp bùn có tỷ trọng khoảng 3%.

Bảng 1: chất lượng nước OCP ở mỏ Mount Morgan—mới và đã xử lý

	MỤC TIÊU XẢ THẢI VÀO SÔNG MỤC TIÊU[1] (MG/L) TRỪ KHI ĐƯỢC ĐỊNH RÕ	NƯỚC HỒ MỎ MỚI NGUYÊN		NƯỚC ĐÃ ĐƯỢC XỬ LÝ (65 L/GIÂY NƯỚC MỎ CÒN NGUYÊN VÀ MỘT MÔĐUN XÁC MINH)	
Các mục tiêu xả thải chính		Trước 2006	Tháng Ba năm 2014	Mục tiêu thiết kế của nhà máy	2014
pH	6.5-8.5	2.68	3.82	7	7.06
TDS	11500	18736	10300	14400	7860
Nhôm[2]	1.1	714	1134-1320	0.25	LDL-0,91
Sắt[2]	KHÔNG ÁP DỤNG	231	10.4(15.7)	0.04	LDL
Đồng[2]	1	35	66.6(79.3)	0.016	0.02-0.07
Cadmi[2]	0.02	0.15	0.25(0.28)	0.016	0.04
Kẽm[2]	0.16	33.1-72.6	44.3(51.8)	0.04	0.15
Mục tiêu xả thải thứ cấp					
Magiê	1,500	1290	2350	-	1800
Sunphát	9500	12805	16680	9120	9870
EC (µS/cm)	11000	11703	15209	KHÔNG ÁP DỤNG	12128
Canxi	1,000	536	523	-	529

LDL = ít hơn giới hạn khám phá; N/A = không có sẵn

[1] Mục tiêu là 'các mục tiêu kích hoạt chính' (mục tiêu mong muốn một cách tùy tiện dựa trên thẩm định nguy cơ độc chất hạ nguồn con sông và chất lượng nước cho hướng dẫn về gia súc).

[2] Nồng độ hoà tan (<0,45µm), với tổng nồng độ trong ngoặc.

Chất thải bù (chủ yếu là thạch cao và hyđrôxít kim loại) giữ trên 99% các chất ô nhiễm kim loại được bơm ngược trở lại OCP, với nước ngầm đã được xử lý được xả thải trực tiếp vào con sông Dee kế cận.

Hiệu suất của Nhà máy Xử lý

Ở mức độ định lượng hiện tại, nồng độ của các nguyên tố kim loại gây ô nhiễm chính gồm Al, Fe, Cu và Zn đã được hạ giảm một cách thành công trong phạm vi mục tiêu mong muốn và độ pH đã được trung hoà thành công (Bảng 1). Các mức độ mục tiêu mong muốn đối với EC, sunphát, cadmi và magiê đã đạt được một cách thay đổi. Sự gia tăng về mức độ liều lượng vôi cũng được cần đến để nâng độ pH thêm nữa hầu giảm thiểu mức độ xả thải những kim loại này luôn luôn xuống đến mức mục tiêu mong muốn. Tuy nhiên, người ta sẽ phải chịu một chi phí đáng kể khi sử dụng vôi, kèm theo việc sản xuất nhiều bùn hơn để đạt được điều này. Những hệ thống tự động trong nhà máy có thể đưa ra các tín hiệu báo động về độ pH và độ đục sẽ được gửi bằng tin nhắn đến cho các nhân viên điều hành nhà máy, những người có thể thẩm tra từ xa các chức năng kiểm soát các hoạt động của nhà máy và có thể điều chỉnh bằng tay những cài đặt nếu cần. Trường hợp độ pH của nước được xử lý không hội đủ mục tiêu cần có, nhà máy sẽ tự động ngưng hoạt động.

Việc giảm thiểu mực nước OCP để đáp ứng mục tiêu về xác xuất nước tràn (tức là dưới 1% hằng năm) đã đạt được trong một thời giãn ngắn vào năm 2008. Tuy nhiên do những trận mưa nặng nề liên tiếp kết thúc bằng Cơn bão Nhiệt đới Oswald trong năm 2013 (tương đương với vũ lượng 2.000 năm mới có một lần) đã vượt quá tầm được tính toán trong mô hình quân bình nước mỏ ban đầu. Trước năm 2013 để đáp ứng với lượng nước trữ ngày càng tăng ở OCP, những nâng cấp khả năng xử lý nước đã được hoàn tất vào năm 2012 và bốn nhà máy chưng cất hơi nước với công suất tổng cộng xử lý được 1,9 triệu lít nước mỏ hằng ngày đã được lắp đặt và đi vào hoạt động. Điều không may là vào tháng Giêng năm 2013, khả năng kết hợp này đã không đủ sức để đương đầu với khối lượng nước khổng lồ từ Trận bão Oswald với đỉnh điểm là sự xả thải không sao kiểm soát được nước từ OCP đổ vào con sông Dee.

Khả năng hoạt động hiện tại đối với việc xử lý nước OCP và tình trạng bốc hơi được cho là đủ để hạ giảm nước mỏ xuống dưới <1% xác suất bị tràn trong vòng từ 2–5 năm tới, tùy thuộc vào sự xảy ra những vụ mưa cực lớn (trên mức trung bình rất nhiều). Điều mà người ta chú tâm ở đây là việc quản lý nước tại chỗ để đáp ứng với những tác động từ những vụ mưa với vũ lượng cực lớn. Việc này bao gồm những chọn lựa để chuyển nước ngọt khỏi OCP và gia tăng khả năng chứa nước ngọt khẩn cấp trên OCP.

Kết luận

Nhà máy xử lý nước ở Mount Morgan đã được lắp đặt để giảm thiểu mực AMD trong OCP để bảo đảm có đủ phần trống hầu tránh được sự xả thải không kiểm soát được vào con sông Dee để đáp ứng với những trận mưa cực lớn. Nhà máy đã đạt được các mục tiêu về chất lượng nước để có thể xả thải nước đã được xử lý vào sông và đã hoạt động được với hiệu suất cao. Tuy nhiên đã xảy ra trường hợp nước có AMD từ OCP được xả thải không kiểm soát nổi. Sự việc này đã cho thấy những thử thách đi kèm với tầm cỡ của nhà máy để có thể đối phó trong những trường hợp thời tiết cực kỳ khắc nghiệt xảy ra ngay sau khi đã thiết đặt nhà máy và trước khi có đủ thời gian để số nước chứa rút xuống. Nó không hẳn chỉ là tầm cỡ của sự kiện mà ngay cả thời điểm xảy ra sự việc mới là quan trọng. Khả năng xử lý nước của nhà máy đã được tăng gấp đôi vào năm 2013 để giải quyết vấn đề này.

THAM KHẢO

DITR (Department of Industry, Tourism and Resources) (Bộ Kỹ nghệ, Du lịch và Tài nguyên) (2007). 'Case study: active treatment: Mỏ Mt Morgan, Qld', trong Managing acid and metalliferous drainage *(Quản lý nước thải có axít và kim loại),* Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry, *(Phương thức tiên tiến Chương trình Phát triển Bền vững cho ngành Khai thác Mỏ)* DITR, Canberra.

Jones, DR, Laurencont, T, Unger, C (2003). 'Towards achieving sustainable water management for an acidic open cut pit at Mt Morgan, *(Để đạt được sự quản lý bền vững nước có axít ở mỏ cắt lộ thiên Mt Morgan)* Qld, các trang. 513–519 in Farrell, T, Taylor, G (eds), Proceedings of the 6th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), *(Biên bản Hội nghị Thế giới Lần thứ 6 về Nước thải có Đá Axít)* Cairns, Australia, 14–17 Tháng Bảy năm 2003, AusIMM Loạt Ấn phẩm No. 3/2003.

Trường hợp nghiên cứu 12: Xử lý tích cực nước mỏ để sử dụng tại hiện trường và là nước uống cho thành phố, eMalahleni, Nam Phi

Bối cảnh

Việc có thể sử dụng được nguồn nước, quản lý chúng và thải bỏ một cách đáng tin cậy là một yêu cầu cơ bản đối với tất cả mọi hoạt động khai thác than trong hiện tại lẫn tương lai ở Nam Phi. Bên cạnh đó, còn có nhu cầu phải chứng minh, và được công nhận, quản lý nước một cách có trách nhiệm và bền vững, cả ngắn và dài hạn để gia tăng giấy phép xã hội của công ty để hoạt động.

Việc quản lý nước không chỉ giới hạn trong phạm vi biên giới mỏ mà nó còn phải cân nhắc những bên có quyền lợi liên quan và những tiến trình có thể xảy ra bên ngoài, vì tất cả những chuyện này đều có những hệ lụy đáng kể đối với cách thức doanh nghiệp được thực hiện trong khuôn khổ địa lý, luật pháp và xã hội. Sách lược quản lý nước của ngành Than đá Nam Phi đã được chỉ đạo bởi:

- cam kết tiếp tục đầu tư vào việc xử lý và cách tân kỹ thuật
- sử dụng hạ tầng cơ sở để mang lợi ích đến cho cộng đồng
- bảo đảm chất lượng và cung cấp không bị thỏa hiệp
- thúc đẩy tính hiệu năng để giảm thiểu tối đa dấu vết hoạt động của công ty
- đối tác với các bên có quyền lợi liên quan để tìm những giải pháp có lợi ích hỗ tương đối với nguồn nước chung đầy thách thức

Khu khai thác ngầm dưới đất của Công ty Khai thác Than Anglo American của Nam Phi tọa lạc gần thành phố eMalahleni (cách Pretoria 100 cây số) hiện chứa khoảng 100.000 triệu lít nước (tăng thêm khoảng 9.000 triệu lít trong một năm) so với khoảng 104.000 triệu lít ở Đập Witbank, nguồn nước uống được chính của khu vực. Trong khi cộng đồng địa phương phải đối mặt với tình trạng thiếu nước nghiêm trọng để trợ giúp cho sự phát triển về chỗ ở, thương mại và kỹ nghệ, thì việc khai thác hầm mỏ lại bị tác động bởi tình trạng thặng dư quá nhiều nước ô nhiễm ở các khu khai thác ngầm dưới đất.

Tiến trình xử lý nước

Một thập kỷ nghiên cứu và phát triển kỹ thuật xử lý nước mỏ đã dẫn đến kết quả thực hiện kỹ thuật khử mặn để sản xuất ra nước uống được từ những nước mỏ nếu không, chẳng thể sử dụng được. Song song với việc này, đã có sự giảm thiểu nguy cơ an toàn giữa các khu khai thác mỏ nối với nhau và sự phòng ngừa các tác động về môi trường đã dẫn đến việc xả thải không kiểm soát được AMD trên mặt đất.

Kế hoạch Cải tạo Nước eMalahleni được đưa vào hoạt động vào năm 2007, là một hợp doanh giữa Công ty Anglo Coal của Nam Phi và BHP Billiton Energy Coal của Nam Phi (BECSA) và được thiết kế để xử lý 25–30 triệu lít mỗi ngày nước từ bốn khu khai thác của Anglo và nước ở gần đó, một mỏ đã chết thuộc quyền sở hữu của BECSA (xem Gunther và cộng sự (2006) và Hutton và cộng sự (2009) để biết chi tiết về phương thức xử lý). Hình 1 cho thấy không ảnh của nhà máy và sơ đồ phương thức được trình bày trong Hình 2. Thành phần của nước được bơm vào và xử lý được tóm tắt trong Bảng 1.

Lợi ích của việc xử lý nước

Công ty khai thác Than đá Anglo ký kết một thỏa thuận cung cấp nước cho thành phố eMalahleni ở địa phương đang gặp khó khăn về nguồn nước uống, để cung cấp cho khoảng 12% lượng nước uống được cho thành phố hằng ngày với lượng nước cung cấp vào khoảng 16 triệu lít mỗi ngày, giảm thiểu tỷ lệ người không có nước uống từ 14% xuống còn 2%. Từ khi khởi đầu nhà máy cải tạo nước eMalahleni (eMalahleni water reclamation plant – EWRP) đã xử lý hơn 50 tỷ lít nước đã bị tác động bởi việc khai thác mỏ thành nước đạt tiêu chuẩn nước uống được và đã cung cấp 35 tỷ lít nước cho thành phố.

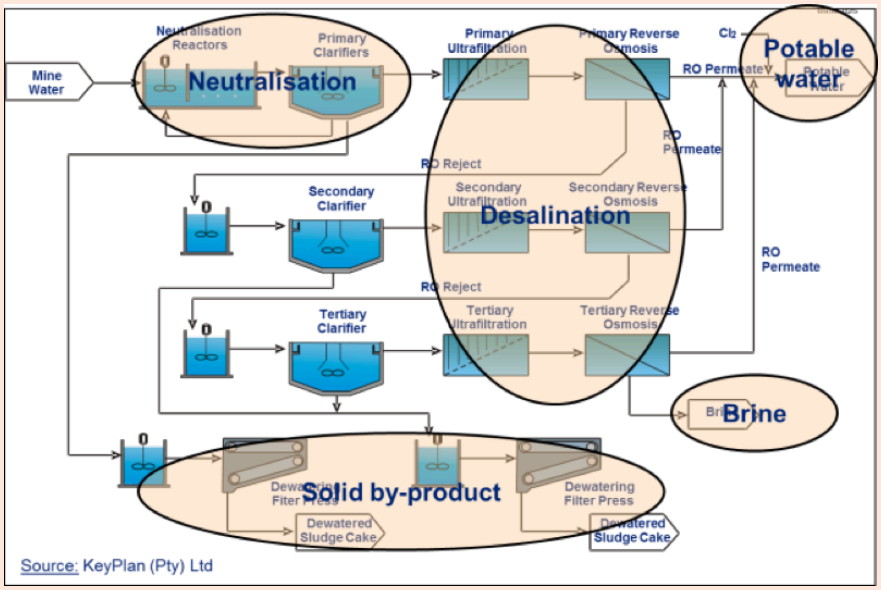
Hoạt động của nhà máy còn giúp cho các hoạt động khai thác của vài mỏ chung quanh tự có đủ nước cần thiết, nhờ đó giảm thiểu áp lực đối với một thành phố đã quá căng thẳng trong hệ thống cung cấp nước. Số nước còn lại đã được xử lý được đổ vào lưu vực ở địa phương nhờ đó làm giảm thiểu được các tác động ô nhiễm trong hệ thống sông ngòi.

Kết luận

EWRP là dự án khai thác bền vững đẳng cấp thế giới đã biến trách nhiệm quan trọng thành một tài sản giá trị và tạo ra những lợi ích có ảnh hưởng sâu rộng cho môi trường, cộng đồng địa phương, và những người nuôi sống cho các mỏ than. Dự án đã giành được một số các giải thưởng quốc tế và là sáng kiến khai thác mỏ duy nhất được Hội nghị Khuôn Mẫu về Thay đổi Khí hậu của Liên Hiệp Quốc về Chương trình Động lực Thay đổi phê duyệt (http://unfccc.int/secretariat/momentum_for_change/items/6634.php).

Vào tháng Bảy năm 2011, Anglo Coal chuẩn chi một khoản vốn đầu tư để gia tăng lượng nước xử lý hiện hành lên thành 50 triệu lít một ngày, với khả năng đỉnh điểm là 60 triệu lít một ngày để giải quyết nhu cầu quản lý nước của các mỏ đóng góp trong thời gian hoạt động còn lại trong 20–25 năm. Giai đoạn hai đang được xây dựng và dự kiến có thể đi vào vận hành vào cuối năm 2015. Sự phát triển này bao gồm việc xây dựng một đường ống dài 23 cây số để cung cấp nước cho công ty khai thác mỏ Kromdraai với 45 triệu tấn một năm và những nghĩa vụ về môi trường sau khi đóng mỏ. Việc mở rộng này tốn kém khoảng 75 triêu Mỹ kim để đầu tư và đưa tổng số chi tiêu của Anglo American trong kỹ thuật tinh chế nước mỏ chỉ riêng ở eMalahleni lên đến con số 140 triệu mỹ kim.

Bảng 1: Thiết kế bơm vào và xử lý chất lượng nước



Hình 2: Giản đồ tiến trình dòng chảy

Bảng 1: Thiết kế bơm và xử lý chất lượng nước

THÔNG SỐ CHẤT LƯỢNG NƯỚC	NƯỚC BƠM VÀO (PHẦN VỊ THỨ 95)	NƯỚC ĐÃ XỬ LÝ
pH	2.7	6.0 – 9.0
Tổng chất rắn đã hoà tan (mg/L)	4930	< 450
Canxi, Ca (mg/L)	660	< 80
Magiê, Mg (mg/L)	230	< 30
Sunphát, SO4 (mg/L)	3090	< 200
Sắt, Fe (mg/L)	210	< 0.01
Măngan, Mn (mg/L)	35	< 0.05
Nhôm, Al (mg/L)	40	< 0.15

THAM KHẢO

Gunther, P, Mey, W, van Niekerk, A (2006). 'A sustainable mine water treatment initiative to provide potable water for a South African city: a public–private partnership', *(Sáng kiến xử lý nước mỏ bền vững để cung cấp nước uống được cho một thành phố ở Nam Phi: một đối tác công-tư)* trong Biên bản Hội nghị Nước trong Khai thác Mỏ ở Brisbane, 14–16 tháng Mười Một năm 2006, AusIMM.

Hutton, B, Kahan, I, Naidu, T, Gunther, P (2009). 'Operating and maintenance experience at the Emalahleni water reclamation plant', *(Kinh nghiệm hoạt động và bảo trì nhà máy cải tạo nước ở Emalahleni)* các trang. 415–430 trong Biên bản Hội nghị Quốc tế về Nước Mỏ, Pretoria, Nam Phi, 19–23 Tháng Mười năm 2009.

Tại chỗ hay xử lý 'tại nguồn'

Xử lý tại chỗ hay xử lý 'tại nguồn' đã trở thành một chọn lựa hợp lý hơn là WTP tập trung để xử lý chủ động AMD (đối với một hay nhiều nguồn nước) khi chi phí bơm và dẫn nước bị ô nhiễm đến một WTP tập trung vượt quá chi phí của hệ thống huy động định lượng và thuốc trung hoà một nguồn nước bị ô nhiễm (Taylor và cộng sự 2005). Việc xử lý tại chỗ được thực hiện trong phạm vi nguồn nước mục tiêu qua sự áp dụng trực tiếp chất phản ứng. Từ đó, các thiết bị xử lý cần phải di động được và có thể được chuyển dịch (hình 31 và 32).

Hình 31: Hệ thống định lượng và trộn lẫn di động chạy bằng máy phát điện cho các vị trí xa xôi

Hình 32: Đơn vị định lượng và trộn lẫn di động chạy bằng dầu cặn đạt trên xe tải

Tất cả các phương thức xử lý thông thường (hòa lẫn, trung hòa, thông gió và cho chất rắn lắng cặn) xảy ra ngay tại nguồn nước. Mặc dù rẻ hơn rất nhiều so với một WTP tập trung, việc xử lý tại chỗ không có được lợi ích của việc kiểm soát tiến trình trên đường. Và kết quả là việc theo dõi bán thông số bán liên trước, trong khi, và sau khi cho vào các liều lượng chất phản ứng là rất quan trọng trong việc kiểm soát tốc độ và đạt được chất lượng nước mong muốn. Nếu không có sự theo dõi chất lượng nước toàn diện và chính xác, có thể sẽ xảy ra tình trạng liều lượng thuốc phản ứng bị thấp quá hay nhiều quá. Tuy nhiên các phương thức xử lý tại chỗ lại hết sức linh động, chi phí thấp và thực hiện dễ vận hành và thường có thể xử lý một khối lượng nước lớn hơn nhiều trong một đơn vị thời gian hơn là WTP cố định, vì nó có thể pha chế trong khoảng từ 20–50 tấn thuốc thử mỗi ngày. Phương pháp cũng đặc biệt thích hợp để đối phó với những tình huống căn cứ theo sự kiện hay đáp ứng khẩn cấp.

Việc xử lý tại chỗ được thực hiện tại các hồ mỏ, hồ đập chất thải, hồ nước xử lý, hồ chứa nước mưa, các sông suối. Nó có thể được thực hiện như cách xử lý thông lệ, xử lý bổ sung, xử lý tiếp tục hay xử lý từng đợt hoặc trong trường hợp đáp ứng khẩn cấp.

Các phương pháp xử lý nước mỏ tại chỗ được mô tả trong Castendyk & Eary (2009), McCullough (2011) và Geller & Schultze (2013). Cần phải có những cẩn trọng đáng kể trong việc hoạch định và thực hành việc xử lý tại chỗ vì động lực trộn lẫn (và qua đó tính hiệu quả của phương pháp xử lý) có thể phức tạp và tại những nguồn nước thường quá sâu này. Có nhiều điển hình qua đó việc định liều lượng tại chỗ ở các hồ mỏ đã không mang lại được kết quả mong muốn. Có nhiều lý do tại sao việc này lại xảy ra:

- Những nhà điều hành thiếu kinh nghiệm muốn thực hiện công việc định lượng phức tạp trong khi chưa có đủ kiến thức hay kinh nghiệm.
- Trong trường hợp phải vận dụng điều kiện sinh học tại chỗ (thí dụ như kích thích sự giảm thiểu sunphát dưới tầng bên dưới lớp nhảy vọt nhiệt độ (hypolimnion) hay sự thêm vào các hợp chất hữu cơ hay sinh khối), tác dụng hỗ tương giữa động lực vật lý (thí dụ như sự hòa lẫn theo mùa) và tiến trình sinh học rất phức tạp nội tại và khó tiên đoán.
- Trong một số trường hợp, việc xử lý tại chỗ thoạt đầu thành công, nhưng việc thêm vào liên tục axít từ hố mỏ (từ đá vách hay từ nước chảy hoặc nước thấm ở nơi khác) đã không được ngăn chặn, dẫn đến việc chất lượng nước lại bị suy thoái đến mức không thể chấp nhận được đối với hoặc sự thiết lập chức năng sinh học hay bơm xả vào bề mặt của một lưu vực.

Do đó, việc xử lý tại chỗ thành công AMD đòi hỏi những kiến thức chuyên môn về các tập tính vật lý và hoá học của nguồn nước bị ảnh hưởng và phản ứng địa hoá học của các vật liệu đổ vào hố mỏ, đá vách mỏ và lưu vực mỏ.

7.3.3 Hệ thống xử lý thụ động

Nước trên mặt đất

Ba loại hệ thống xử lý thụ động căn bản đối với nước trên mặt đất bị ảnh hưởng bởi AMD là:

- đá vôi có ôxy và không có ôxy thoát đi hay chảy theo các rãnh để trung hòa nước có độ pH thấp
- việc trung hòa bằng hoá chất có trợ giúp (sử dụng năng lượng mặt trời hay nước để thúc đẩy hệ thống phân phối thuốc thử)
- các vùng đầm lầy (dòng chảy trên mặt đất và dưới mặt đất, qua các lớp vật chất hữu cơ, có hay không có thêm đá vôi).

Theo lịch sử, việc sử dụng hệ thống thụ động để xử lý AMD có khi thành công và có khi không thành công, phần lớn là kết quả của nỗ lực áp dụng kỹ thuật này vào những tình huống không thực tế với độ axít và/hay lượng kim loại cao. Tuy nhiên nếu hệ thống xử lý thụ động được thiết kế và hoạt động trong khuôn khổ giới hạn khối vật lý và hoá học, chúng có thể đem lại những giải pháp xử lý thay thế rất hiệu quả và chi phí thấp. Trong khi chúng không thể được xem là giải pháp thành công hoàn toàn, thế nhưng việc áp dụng đúng cách sẽ giảm thiểu công tác bảo trì chúng và gia tăng tối đa thời gian hoạt động của nó.

Hệ thống xử lý chủ động hay thụ động một giai đoạn chỉ sử dụng chất trung hòa hoá học có thể gặp khó khăn để đạt được các mục tiêu nghiêm ngặt về bảo vệ hệ sinh thái thủy sinh, tùy theo các loại kim loại và các chất hoà tan khác trong nguồn nước. Đây là khi mà hệ thống hoàn thiện thụ động sinh học hai giai đoạn (thí dụ như vùng đầm lầy) có thể có những lợi điểm rõ rệt bằng cách đạt được chất lượng nước cần thiết mà không cần phải bỏ nhiều vốn hay chi phí vận hành kỹ thuật xử lý chủ động cấp hai và cấp ba.

Tuy nhiên, các vùng đầm lầy không thể điều chỉnh nhanh chóng đối với sự suy thoái thình lình đối với chất lượng nước hay đối với sự gia tăng đột ngột ngắn hạn tốc độ dòng chảy. Chúng hoạt động tốt nhất với độ pH hơn 4,5 dưới điều kiện ổn định, với thời gian lưu trú từ 10–15 ngày. Chúng đòi hỏi tốc độ chảy vào tương đối ổn định từ một ao hồ mà trong đó đầu tiên dùng để thu nước mỏ (và trước khi được trung hoà, nếu cần) và phải được bảo vệ khỏi các trận bão bằng cách sử dụng hệ thống chuyển hướng đập tràn để chuyển dòng nước cao hơn, hòa tan nhiều hơn vào các dòng chảy ở lưu vực.

Thiết kế hệ thống xử lý thụ động cả đời là một vấn đề chính. Trong một số trường hợp, khối lượng lớn đáng kể của nước mỏ cần được xử lý, chỉ có thể được sản sinh ra trong giai đoạn khai thác mỏ, trước lúc phục hồi vật liệu nguồn (thí dụ như đống đá thải) hay ngưng việc khử nước. Trong những trường hợp như vậy dĩ nhiên là người ta sẽ phải ít chú trọng đến vấn đề bền vững dài hạn (sau khi đóng mỏ). Nhu cầu cho hệ thống tự bền vững trở nên quan trọng hơn sau khi ngưng hoạt động ở mỏ. Hệ thống xử lý thụ động tích tụ các kim loại/á kim độc hại và những hệ lụy lâu dài đối với kế hoạch đóng mỏ phải được giải quyết khi loại hệ thống này được xem xét.

Các chi tiết thêm về thiết kế và việc áp dụng hệ thống vùng đầm lầy đối với việc xử lý AMD có trong hướng dẫn do Văn Phòng Hoa Kỳ đặc trách Cải tạo và Cưỡng hành Việc khai thác mỏ trên mặt đất (Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement - OSMRE)[61] và Tập đoàn Piramid (2003) thực hiện).[62]

Nước ngầm—các rào chắn dễ phản ứng thẩm thấu được và sự suy thoái thường niên

Rào chắn dễ phản ứng thẩm thấu được

Với những khó khăn liên quan đến phương pháp truyền thống bơm-và-xử lý để khắc phục nước ngầm đã bị ô nhiễm—đặc biệt là ở những vùng nước ngầm đá gẫy không thu được nhiều—một thế hệ mới các phương pháp xử lý thụ động tại chỗ đã đươc triển khai, thử nghiệm và đưa vào thực hiện với quy mộ rộng lớn trong vòng 20 năm qua (Vidic 2001; Wright & Conca 2006; Naidu & Birke 2014). Tiến trình xử lý có thể bao gồm các phương thức phi sinh học hay sinh học hoạt động riêng rẽ hay phối hợp hiệp đồng. Hệ thống thụ động này được gọi là 'rào chắn dễ phản ứng thẩm thấu được' (permeable reactive barrier – PRB) vì nước ngầm sẽ được xử lý khi đi ngang qua vùng dễ phản ứng. Hệ thống này được gọi là rào chắn đối với chất hòa tan được nhắm đến và không phải là dòng nước.

Đối với các ứng dụng xử lý AMD, loại kỹ thuật này gồm có các rào chắn trong đó:

- sunphát được giảm xuống thành sunphít và kim loại được kết tủa trong sunphít không hòa tan được (vì các rào chắn được đặt dưới mực nước ngầm, có một nguy cơ nhỏ là sẽ xảy ra sự ôxy hoá trở lại trong tương lai đối với các kim loại sunphít kết tủa)
- kim loại kết tủa dưới dạng không hoà tan (thí dụ, sử dụng apatít nghiền để làm kết tủa kim loại phốtphát)
- các ion vô cơ (thí dụ Cr (VI), Se (IV), U (VI) được giảm xuống thành dạng không thể hoà tan được
- nitrát (từ chất cặn khi đánh bộc phá) đã suy thoái bằng phương thức vi khuẩn hay vô cơ (thí dụ giảm xuống bởi sắt kim loại).

Các phân tử sắt được chia ra thành những phần rất nhuyễn (được gọi là sắt có hóa trị zero (zero-valent iron ZVI) thường được kết hợp với một lớp nền 'đệm' giàu chất hữu cơ đang trở nên vật liệu được chọn để sử dụng trong PRB để xử lý nước chứa nhiều loại kim loại nhạy ứng với ôxy hoá khử như Co, Cr, Cu, Ni, As và Se, miễn là độ pH không có tính axít. Điều quan trọng là tất cả những kim loại này phải hòa tan được ở trị số pH tiêu biểu của NMD và không dễ bị loại bỏ đến mức chấp nhận được về mặt môi trường bằng các phương pháp xử lý chi phí thấp thông thường. Trong trường hợp của một vùng bị nhiễm axít, một chất trung hoà (thí dụ loại đá vôi mịn hạt một mình hay kết hợp với các chất hữu cơ để thúc đẩy sự giảm thiểu sunphát) cần phải được thêm vào để kết hợp với sắt.

PRB có thể được sử dụng để xử lý một nguồn AMD hiện có trong nước ngầm hay chúng có thể được lắp đặt như một rào chắn để canh chừng, cung cấp sự hậu thuẫn lâu dài cho việc kiểm soát AMD sơ cấp do một cơ sở được thiết kế để chứa (thí dụ như một lớp phủ và/hay lớp lót phối hợp) đối với các chất thải sunphít. PRB đã được áp dụng vào các vùng chứa chất gây ô nhiễm sinh ra từ cả WRD lẫn các đập chứa chất thải.

61 http://amd.osmre.gov/.

62 http://www.imwa.info/piramid/files/PIRAMIDGuidelinesv10.pdf.

PRB cũng bị các hạn chế tương tự như những thứ áp dụng cho hệ thống xử lý đối với nước trên mặt đất; tức là, chúng thích hợp nhất đối với những tải trọng nào tương đối ít axít và khối kim loại nhưng những áp dụng dài hạn, chẳng hạn như ngăn chặn trên sườn dốc nhũng vùng chứa chất ô nhiễm phát tán rộng rãi.

Đối với tất cả hệ thống xử lý, tuổi thọ của PRB sẽ tùy thuộc vào khối lượng của chất hòa tan và độ axít của vùng chứa chất ô nhiễm đang được xử lý so với khối lượng lớp nền xử lý được lắp đặt đầu tiên trong PRB. Cũng có thể cần phải khai quật và đổ đầy trở lại lớp nền nếu như mẻ đầu tiên biến mất, như được tiết lộ bằng việc theo dõi hiệu suất sườn dốc trước khi các mục tiêu xử lý tối hậu có thể đạt được.

Sự suy yếu tự nhiên

Sự suy yếu tự nhiên có thể được sử dụng, nếu được, để kiểm soát sự ô nhiễm nguồn nước ngầm bằng sự thẩm thấu nước trên mặt đất có AMD xuống dưới. Việc này tùy thuộc vào hoạt động thẩm thấu và kết tủa tự nhiên để loại bỏ hầu hết các chất hòa tan trong nước ngầm (tuy nhiên kém hiệu quả đối với các ion chính—canxi, magiê và sunphát) trước khi nơi tiếp nhận (người sử dụng nước ngầm, hệ sinh thái tùy thuộc vào nước ngầm) bị ảnh hưởng.

Lấy tỷ dụ, sự suy yếu tự nhiên có thể được cân nhắc khi WRD nằm trên một lớp đá chứa cácbônát dày nằm ngang với đầy đủ khả năng trung hòa để đối phó với khối axít sẽ được sản sinh trong thời gian dài bởi sự ôxy hóa các chất thải sunphít trong bãi thải. Lớp cácbônát sẽ có hiệu quả của PRB thẳng đứng. Tiến trình suy yếu tự nhiên này sẽ là công cụ hỗ trợ cho chức năng của hệ thống bao phủ được lắp đặt để giảm thiểu ôxy thẩm thấu và/hay xâm nhập.

Việc lợi dụng tiềm năng do sự suy yếu tự nhiên đem lại không có nghĩa là giải pháp quản lý ‘không làm gì cả’, mà tùy thuộc vào các bằng chứng chắc chắn từ những công trình điều tra thực địa, lập mô hình và theo dõi được các nhà điều hành cung cấp để chứng tỏ các tiến trình loại bỏ được tiên đoán đang diễn ra và sẽ có nguy cơ thấp (chấp nhận được) những tác động bất lợi đối với môi trường tiếp nhận. Cơ quan Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ và các cơ quan giám sát của các tiểu bang ở Mỹ đã đưa ra những hướng dẫn để sử dụng tình trạng suy yếu tự nhiên để quản lý kim loại và nuclít phóng xạ trong mạch nước ngầm, và những hướng dẫn này phải được sử dụng làm tài liệu tham khảo cho những ai đang cân nhắc khả năng áp dụng chúng.[63]

Trong bối cảnh của Úc, sự suy yếu tự nhiên, qua việc trung hòa bởi một lớp dầy đá vôi Andamooka nằm bên dưới với nước thấm xuống từ các đập chứa chất thải mỏ ở Olympic Dam, đã được chấp nhận là phương thức hiệu quả (Chính phủ Nam Úc 2011).

Hồ mỏ

Kinh nghiệm của thế giới về việc áp dụng hình thức xử lý chất lượng nước thụ động bằng tiến trình vi sinh học đã được trộn lẫn (Geller & Schultze 2013).

Mặc dù đã có những hứa hẹn đáng kể được chứng minh bằng các công việc ở quy mô thực địa cho đến ngày hôm nay, tuy nhiên vẫn còn nhiều điều phải thực hiện để phát triển một sự hiểu biết về kỹ thuật để cho những phương pháp đề nghị có thể được dựa vào đó để bảo trì chất lượng nước lâu dài tại hồ mỏ. Đã có một vài điển hình qua đó người ta cố gắng tạo ra hệ thống nước ổn định từng tầng với lớp nhảy vọt nhiệt độ không có ôxy của các thành phần thích hợp đã hoạt động không hiệu quả như dự kiến (Fisher & Lawrence 2006; Park và cộng sự 2006) đòi hỏi phải có các hành động khắc phục.

63 http://www.itrcweb.org/Guidance/GetDocument?documentID=5.

Đặc biệt, khí sunphít có quá nhiều hiđrô được sản sinh ở lớp nhảy vọt nhiệt độ không có ôxy đã được tạo ra bởi hoặc là thêm vào các chất hữu cơ (như ở Island Copper ở British Columbia; Wilton & Lawrence 1998) hay kích thích sự sản xuất sinh học bằng cách thêm vào các chất dinh dưỡng. Vấn đề này có thể xảy ra trong hệ thống trong đó có quá nhiều chất sunphát hòa tan được so với kim loại hòa tan (Fe, Cu, Zn) có sẵn để kết tủa như là kim loại sunphít và từ đó khí H_2S tự do có thể được sản sinh ra. Do bởi sự ôxy hoá pyrite thường bao gồm sự tách sớm về thể lý sắt từ nước thải qua hình thức kết tủa ferric hiđrôxít, thông thường có sự thặng dư đáng kể hóa học lượng tử sunphát so với sắt trong AMD.

Tốt nhất, hình thức xử lý thụ động một hồ mỏ đã thành lập phải được xem như một sách lược rất dài hạn đòi hỏi phải đầu tư liên tục đáng kể vào công tác theo dõi và nghiên cứu.

8.0 KHUÔN PHỔ PHÁP ĐỊNH ĐỂ THẨM ĐỊNH VÀ QUẢN LÝ AMD

Các ý chính

- Tuân thủ căn bản với các luật lệ là tiêu chuẩn tối thiểu cần phải đạt được khi quản lý các tác động về môi trường của các hoạt động khai thác mỏ. Các phương thức tiên tiến phải vượt quá điều này.
- Phương thức tiên tiến công nhận rằng có những nghĩa vụ đối với các bên có quyền lợi liên quan trên cả những điều luật lệ đòi hỏi nghiêm ngặt.
- Đối với các công ty khai thác mỏ của Úc hoạt động ở nước ngoài, họ cần phải xem xét các hướng dẫn quốc tế đối với những trường hợp khi các luật lệ ở địa phương không đưa ra các hướng dẫn cụ thể về các thực hành khai thác mỏ, hay khi các yêu cầu hiện tại không không đáp ứng được với các thực hành thời nay hay tiêu chuẩn nội bộ công ty.

8.1 Giới thiệu

Cả Chính phủ Liên bang Úc lẫn các Chính phủ Tiểu bang và Lãnh địa đều có trách nhiệm bảo vệ sức khỏe con người và môi trường tránh bị các tác động có hại của việc khai thác mỏ kể cả việc làm giảm các tác động có hại của AMD. Tất cả những trách nhiệm này bắt đầu trong giai đoạn thăm dò của dự án mỏ và thường kéo dài một thời gian lâu sau khi đóng mỏ.

Để hoàn thành các trách nhiệm này, các quyền lực pháp lý ở Úc đã ban hành các luật lệ về thẩm định và quản lý việc khai thác mỏ. Theo đúng với các luật lệ quốc tế về môi trường, những nguyên tắc chính làm nền tảng cho những luật lệ này thường gồm những điểm sau đây:

- *Nguyên tắc Đề phòng.* Trong trường hợp có những hiểm họa về những nguy hại nghiêm trọng hay không thể đảo ngược được đối với môi trường, việc chưa có những chắc chắn khoa học toàn diện nên được sử dụng làm lý do để chấp không thuận một hoạt động hay đình hoãn việc áp dụng các biện pháp kiểm soát.
- *Nguyên tắc Công bằng Liên thế hệ.* Thế hệ hiện tại phải bảo đảm là sức khoẻ, tính đa dạng và sự phong phú của môi trường phải được bảo vệ và sẽ tiếp tục vì lợi ích của những thế hệ mai sau.
- *Cải thiện cơ chế lượng giá, định giá và khuyến khích và Nguyên tắc Người gây Ô nhiễm Phải trả giá.* Các cân nhắc về sự bình đẳng môi trường, kinh tế và xã hội đều phải được kể đến trong các quyết định đề ra đối với những hoạt động có khả năng gây ô nhiễm môi trường như khai thác mỏ. Toàn bộ chi phí của việc phòng ngừa và khắc phục tình trạng ô nhiễm có liên quan đến hoạt động này thường phải do cá nhân gây ra tình trạng ô nhiễm đài thọ.
- *Sự tham gia của công chúng trong việc đề ra các quyết định.* Dân chúng (kể cả cộng đồng người thổ dân) phải được tham gia vào tiến trình đề ra các quyết định về môi trường của các chính phủ.

Phần này nêu bật cách thức luật pháp và các cơ quan pháp định thường được sử dụng để chỉ thị những người đề xuất thẩm định và quản lý hiệu ứng của AMD tại Úc, và xem xét các vai trò khác nhau của các chính phủ tiểu bang và lãnh địa và chính phủ Úc đối với công tác giám sát việc quản lý AMD. Những yêu cầu đặc biệt thuộc các phạm vi quyền hạn cần phải được quyết định thông qua các cuộc đối thoại với các cơ quan thẩm quyền liên quan.

8.2 Vai trò của các chính phủ tiểu bang và lãnh địa

Mặc dù việc thực thi luật lệ bảo vệ môi trường tại Úc được làm dễ dàng thông qua một số các thỏa thuận song phương với Chính phủ Liên bang Úc, trên thực hành phần lớn công việc hành chánh thẩm định và quản lý các dự án khai thác mỏ và những tác động về môi trường của chúng là do các chính phủ tiểu bang và lãnh địa thực hiện.

Theo luật Úc, quyền sở hữu khoáng sản trong địa phận mỗi tiểu bang và lãnh địa là thuộc về tiểu bang và việc trích xuất các khoáng chất được cho phép theo các điều khoản của luật lệ đặc biệt về khai thác hầm mỏ áp dụng trong phạm vi quyền lực này. Và kết quả là các cơ quan chính phủ tại mỗi tiểu bang hay lãnh địa có trách nhiệm bảo đảm là việc thăm dò khoáng chất, khai thác và đóng mỏ phải diễn ra theo đúng luật lệ bảo vệ môi trường liên quan. Chi tiết luật lệ về môi trường áp dụng cho các mỏ thay đổi đáng kể giữa các phạm vi quyền lực (cũng giống như các cơ cấu hành chánh giữa các cơ quan thuộc các phạm vi quyền hạn) thế nhưng luật lệ thường sử dụng các công cụ pháp định dưới đây để bảo đảm nguy cơ AMD được quản lý thích đáng:

- *Thẩm định/tuyên bố về tác động đối với môi trường (Environmental impact assessment/statement – EIA/EIS).* Đây là thể thức đa ngành và nhiều bước để bảo đảm tất cả các vấn đề về môi trường có thể có liên quan đến dự án khai thác mỏ được thẩm định đầy đủ và đáp ứng quản lý thích hợp đều được xác định trước khi dự án được chấp thuận và bắt đầu hoạt động. EIA và EIS thường có sự tham gia đáng kể của công chúng và việc này hình thành căn bản của 'giấy phép xã hội để hoạt động' cần có trước khi hoạt động khai thác được tiến hành. Trong khuôn khổ của tiến trình EIA, người đề xuất thường được yêu cầu đảm nhiệm việc lấy mẫu đầy đủ và thực hiện các thử nghiệm địa hoá học để xác định xem liệu có nguy cơ đáng kể rằng việc khai thác mỏ sẽ gây ra AMD hay không. Nếu AMD được xác định là nguy cơ đáng kể, người đề xuất cũng còn bị buộc phải cho biết nguy cơ AMD này sẽ được quản lý như thế nào trong thời gian hoạt động và sau khi đóng mỏ nếu như dự án khai thác được xúc tiến.
- *Chấp thuận xây dựng hạ tầng cơ sở ở khu mỏ.* Người đề xuất có thể cần được sự chấp thuận về địa kỹ thuật và môi trường từ chính phủ để xây dựng các cơ sở hạ tầng như bồn chứa nước, TSF và các cơ sở chứa đá thải. Trong khuôn khổ tiến trình chấp thuận, họ cũng thường cần phải chứng tỏ là các vật liệu PAF có thể được tách riêng khỏi các vật liệu thải khác và quản lý theo một cách thức sẽ ngăn ngừa được sự sản sinh ra AMD trong tương lai.
- *Chấp thuận thải ra môi trường và khử nước.* Người đề xuất có thể cần sự chấp thuận về môi trường cho hoạt động của TSF và hồ quản lý nước thải. Ngoài ra, họ còn có thể phải được chấp thuận để tát cạn nước hố mỏ hay các bãi khai thác ngầm và đổ bỏ chỗ nước đã tát cạn ra môi trường. Trong khuôn khổ yêu cầu của giấy phép để quản lý các hệ thống này, những người đề xuất còn có thể cần phải đảm nhiệm việc theo dõi nước liên tục để chứng minh là nước ngầm không bị ô nhiễm từ nước ở TSF hay các cơ sở chứa thất thải khác ngấm xuống. Nếu các thành phần hoá học cho thấy là có AMD hiện diện trong nước ngầm gần TSF hay các hạ tầng cơ sở quản lý nước thải khác, người đề xuất thường bị buộc phải thông báo cho các cơ quan chính phủ liên quan biết và đề ra các biện pháp để điều tra và bảo đảm nó không gây ra những tác động bất lợi cho môi trường.
- *Kế hoạch đóng mỏ.* Người đề xuất có thể cần phải soạn thảo kế hoạch đóng mỏ ngay sau khi (hay, ở Tây Úc, trước khi) dự án mỏ được chấp thuận về môi trường. Để có thể soạn thảo được kế hoạch như vậy, người đề xuất thường cần phải có thông tin về tập tính dài hạn về địa hoá của các vật liệu thải. Việc này thường đòi hỏi phải có các thử nghiệm địa hoá sâu rộng (đặc biệt là các thử nghiệm động dài hạn) và các mô hình địa hoá. Kế hoạch đóng cửa mỏ có nghĩa là một tài liệu sống thay đổi và trở nên dần dần có nhiều chi tiết hơn khi càng ngày người ta càng học hỏi được nhiều hơn về địa chất học và địa hoá học của khu vực mỏ. Điều này có nghĩa là các thử nghiệm địa hoá ở các bề mặt lộ ra (thí dụ như vách mỏ), các chất thải mỏ và dư lượng của tiến trình phải được tiếp tục trong suốt thời gian hoạt động của mỏ để bảo đảm có được đầy đủ thông tin để thông báo cho cả ban quản lý điều hành chất thải và văn bản chính thức của kế hoạch đóng mỏ trước khi hoạt động khai mỏ ngừng hẳn.

- *Trích lập dự phòng tài chánh cho việc đóng mỏ.* Bảo đảm về tài chánh có thể là việc mà người đề xuất phải nạp trước khi bắt đầu hoạt động. Khối lượng của quỹ bảo đảm thường được tính toán dựa trên trách nhiệm do việc khai thác mỏ gây ra và mức độ nguy hiểm cùng việc phải làm hạ giảm chuyện này và cũng có thể phải có kế hoạch dự phòng. Tại một vài phạm vi quyền lực, bảo đảm tài chánh được tích lũy thông qua thuế tài nguyên được đánh trên toàn ngành công nghiệp.
- *Báo cáo và quản lý khu mỏ bị ô nhiễm.* Trong trường hợp sư theo dõi cho thấy nước ngầm hay nước trên mặt chảy ra từ vị trí mỏ cho thấy có bằng chứng về vấn đề ô nhiễm, người đề xuất thường bị buộc phải báo cáo vấn đề căn cứ theo các điều khoản của khu mỏ bị ô nhiễm trong đạo luật áp dụng tại phạm vi quyền lực này. Trong khuôn khổ của yêu cầu phải báo cáo, họ thường được yêu cầu phải xác định nguồn, mức độ và tính nghiêm trọng của vấn đề ô nhiễm và mức độ môi trường đã bị hay có thể bị ảnh hưởng bởi chuyện này. Tùy vào mức độ nguy cơ của môi trường có thể gây ra, người đề xuất thường được yêu cầu phải thực hiện các biện pháp giảm thiểu tác động với môi trường.

8.3 Vai trò của Chính phủ Liên bang Úc

Chính phủ Úc giữ vai trò quan trọng trong việc bảo đảm luật lệ về khai thác mỏ của mỗi tiểu bang hay lãnh địa phải được thực hiện nhất quán tùy thuộc vào các hướng dẫn đã được công nhận toàn quốc và các nguyên tắc hội đủ các nghĩa vụ của Úc theo các hiệp ước quốc tế.

Phần chính trong luật lệ của Chính phủ Úc được sử dụng để thẩm định dự án khai thác mỏ là Đạo luật Bảo vệ *Môi trường và Bảo tồn sự Đa dạng Sinh thái 1999 (Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999)* (Đạo luật EPBC). Theo Đạo luật này, chính phủ Liên bang có quyền yêu cầu thực hiện một EIA khi dự án khai thác mỏ có thể có tác động đến một hay nhiều trong chín vấn đề có tầm cỡ môi trường quốc gia. Tài nguyên khoáng chất duy nhất được liệt kê đặc biệt để tự động phải thẩm định đầy đủ theo Đạo luật EPBC là urani. Đạo luật đã được tu chính vào năm 2013, biến tài nguyên nước thành vấn đề tầm cỡ quốc gia liên quan đến khí đốt ở mỏ than và các hoạt động khai thác than lớn. Chuyện này có liên quan trực tiếp đến sự can dự của Chính phủ Úc vào việc thẩm định khả năng AMD tại các mỏ than trong khuôn khổ tiến trình chấp thuận dự án.

Chính phủ Úc giữ vai trò đăc biệt trong việc điều hành *Đạo luật Thổ quyền của Người Thổ dân (Lãnh địa Bắc Úc) 1976 (Aboriginal Land Rights (Northern Territory) Act 1976)* và trong vấn đề xác định quyền sở hữu đất của thổ dân. Cả hai vấn đề này đều có thể ảnh hưởng đến việc xác định ra các nhóm cần phải được tham khảo khi xác định về các giá trị môi trường củng cố cho việc thẩm định nguy cơ AMD do người đề xuất thực hiện.

Bằng việc đưa ra các hướng dẫn về chất lượng nước và sự ô nhiễm đất, Chính phủ Úc còn giữ vai trò quan trọng trong việc duy trì phương thức nhất quán toàn quốc để thẩm định và quản lý vấn đề ô nhiễm do AMD gây ra. Những hướng dẫn này được áp dụng tại tất cả các tiểu bang và lãnh địa.

Hướng dẫn về chất lượng nước của Úc (ANZECC–ARMCANZ 2000a,b,c) được cho là công cụ quan trọng duy nhất để thẩm định nguy cơ về tác động AMD gây ra đối với môi trường thủy sinh. Việc sử dụng khuôn mẫu hướng dẫn này để xác định các giá trị môi trường và để chỉ định các giá trị hướng dẫn về chất lượng nước làm cơ bản để đánh giá nguy cơ do AMD gây ra như được mô tả chi tiết ở Phần 5.3

Hội đồng Bảo vệ Môi trường Quốc gia được thành lập theo Đạo luật Hội đồng Bảo vệ Môi trường Quốc gia 1994 (National Environment Protection Council Act 1994) để duy trì phương thức nhất quán để quản lý các vấn đề môi trường bằng cách phát triển các Biện pháp Bảo vệ Môi trường Quốc gia. Biện pháp NEPM chính để thẩm định, quản lý và báo cáo về vấn đề môi trường liên quan đến AMD là sự Thẩm định Ô nhiễm Tại Vị trí và sự Kê khai Chất Ô nhiễm Quốc gia NEPMs.

Biện pháp Bảo vệ Môi trường Quốc gia (Thẩm định Ô nhiễm tại Hiện trường) được thiết lập để triển khai phương thức nhất quán đối phó với vấn đề ô nhiễm tại vị trí mỏ thông qua sự phát triển các hướng dẫn kỹ thuật và các chính sách được thực thi thông qua các luật lệ của tiểu bang và lãnh địa.[64] NEPM mới đây đã được cập nhật và giờ đây chứa các hướng dẫn được mở rộng về cách thức làm sao để thực hiện các thẩm định nguy cơ bao gồm cả việc giải thích sự có sẵn sinh học của kim loại trong đất bị ô nhiễm bởi chất thải mỏ hay AMD.

Tương tự, Biện Pháp Bảo vệ Môi trường Quốc gia (Kê khai Chất Ô nhiễm Quốc gia) được triển khai để thu thập các thông tin về khí thải và sự chuyển đổi của những chất có thể là chất ô nhiễm và phân phối các thông tin dưới dạng có thể hiểu được đến cho nhiều các bên có quyền lợi liên quan.[65]

8.4 Tác động tích lũy của AMD

Mặc dù các biện pháp giám sát hiện hành để quản lý tác động tích lũy của việc khai thác mỏ ở Úc không đặc biệt đề cập đến AMD, các tổ chức giám sát ngày càng quan tâm nhiều hơn về tác động tích lũy của việc sử dụng đất như khai thác mỏ ở các vùng thụ cảm về môi trường. Lấy tỷ dụ như cơ quan EPA của Tây Úc đã công bố văn bản quan điểm vào năm 2014 để cung cấp các cố vấn sách lược cho các chính phủ về tác động tích lũy của việc khai thác mỏ ở vùng Pilbara (WA EPA 2014). Tương tự, những sửa đổi gần đây của Đạo luật EPBC đòi hỏi những người đề xuất phải xem xét tác động tích lũy của các mỏ than và việc trích xuất khí đốt ở mỏ than trên các tài nguyên nước.

Trung tâm Trách nhiệm Xã hội của Việc Khai thác Mỏ (Centre for Social Responsibility in Mining) thuộc trường Đại học Queensland đã soạn thảo các hướng dẫn để giải quyết tác động tích lũy của việc khai thác mỏ than hầu đáp ứng các yêu cầu của các luật lệ tiểu bang và liên bang (Franks và cộng sự 2010). Quan điểm trong tài liệu này cũng có thể áp dụng trực tiếp được với các hình thức khai thác mỏ khác. Khuôn mẫu sử dụng đất nhiều cách (SCER 20123) đã được thiết kế để giúp xác định ra và giải quyết các tác động tích lũy của việc khai thác mỏ trong bối cảnh có những cách sử dụng đất đai khác trong vùng khai thác mỏ.

Tác dụng chính của luật lệ này là những tiêu chuẩn về môi trường bắt buộc để thẩm định các khu mỏ mới có thể trong tương lai thay đổi cả về không gian trong một lưu vực và theo thời gian khi mà việc sử dụng đất (kể cả mỏ) xả thải vào môi trường

8.5 Các xem xét không luật định đối với các nhà điều hành mỏ

Quan niệm ‘giấy phép xã hội để hoạt động’ đầu tiên được triển khai bởi ngành công nghiệp khai thác mỏ ở Canada khi ngành công nghiệp này nhận thấy rằng các cộng đồng có thể bị ảnh hưởng bởi các hoạt động khai thác mỏ có quyền được can dự vào các quyết định về cách thức mỏ sẽ được triển khai và quản lý như thế nào. Nếu chỉ xét thuần túy trên quan điểm doanh vụ, người ta có thể thấy là những công ty nào khuyến khích sự tham gia của cộng đồng vào việc đề ra quyết định thường ít bị chống đối khi mở ra và điều hành mỏ mới và ít gặp các trở ngại về hành chánh hơn là các công ty hạn chế sự tham gia của công chúng.

Điều quan trọng hơn cả là người ta ngày càng thấy rõ là các công ty khai thác mỏ đưa ra những cam kết lâu dài để trở thành một phần trong cộng đồng địa phương (lấy tỷ dụ yêu cầu các cộng đồng bị ảnh hưởng tham gia vào việc lập kế hoạch và đề ra quyết định) thường ít bị chống đối hơn các công ty không có những cam kết này. Các cộng đồng thường thẩm định một công ty có tuân thủ với các giấy phép xã hội của họ hay không qua mức độ và tính chất của sự giao tiếp với họ (thí dụ, sự giao tiếp này có minh bạch hay không?), bằng mức độ công việc của họ có phù hợp với các phương thức tiên tiến hay không và bằng mức độ họ giữ các lời hứa và hoàn thành các cam kết của họ hay không.

64 Các thông tin thêm về NEPM được phổ biến tại trang mạng của SCEW http://www.scew.gov.au/nepms/assessment-site-contamination.

65 Các thông tin thêm được phổ biến tại tại trang mạng NPI, http://www.npi.gov.au/.

Ở mức độ lớn hơn, những yếu tố này cũng là những yêu cầu của luật lệ để giám sát các khu mỏ ở Úc. Tuy nhiên các nhà điều hành mỏ thường xem việc tuân thủ căn bản với các luật lệ như là một tiêu chuẩn tối thiểu phải đạt được khi quản lý các tác động của môi trường trong các hoạt động khai thác mỏ. Phương thức tiên tiến công nhận rằng các bên có quyền lợi liên quan có các nghĩa vụ đối với và trên cả những yêu cầu nghiêm ngặt của luật lệ.

8.6 Các khu mỏ bỏ hoang hay di sản

Một khuôn mẫu sách lược để quản lý các mỏ bỏ hoang đã được soạn thảo cho nước Úc (MCMPR-MCA 2010). Khuôn mẫu này khuyến khích các phạm vi quyền hạn quản lý một cách có sách lược những di sản khai thác mỏ và áp dụng những phương pháp thông thường để:

- kiểm kê khu mỏ và quản lý dữ liệu khu mỏ
- tăng cường hiểu biết về trách nhiệm và nguy cơ liên quan đến mỏ bỏ hoang
- báo cáo hiệu suất được cải thiện
- tiêu chuẩn hoá các tiến trình và phương thức
- chia sẻ kiến thức và kỹ năng trong khắp phạm vi quyền lực.

Tuy nhiên, cả Đạo luật EPBC của Chính phủ Liên bang lẫn các đạo luật bảo vệ môi trường của tiểu bang hay lãnh địa đã không đặc biệt giải quyết các tác động về môi trường của những khu mỏ đã bỏ hoang mà nhiều nơi có vấn đề về AMD. Và hậu quả là khi không có các luật lệ liên quan đến các mỏ đã bỏ hoang, thì vấn đề về trách nhiệm, tiêu chuẩn và phương thức để đạt được sự phục hồi đầy đủ cho các khu vực này vẫn còn là chuyện rất mơ hồ. Mỗi khu mỏ bị bỏ hoang thường được giải quyết trên cơ sở từng trường hợp một.

Tuy nhiên, phương thức tiên tiến đang được chứng minh bằng các phương diện của các chương trình mỏ bỏ hoang/di sản tại các tiểu bang và lãnh địa.

Bản kiểm kê chi tiết của Tây Úc về các mỏ bỏ hoang đã được công bố vào năm 2002 để giúp hạ giảm những tác động tức thời đối với sức khỏe và sự an toàn của con người tại các địa điểm này đồng thời cung cấp cơ sở để hoạch định sự khắc phục. Tại các phạm vi quyền lực khác, số lượng dữ liệu về các mỏ di sản có thay đổi hơn vì các thông tin đã được trích ra từ các cơ sở dữ liệu của các mỏ hiện tại.

Từ năm 2010, Bộ Hầm mỏ và Xăng dầu (Department of Mines and Petroleum) và Cơ quan Bảo vệ Môi trường (Environmental Protection Authority) của Tây Úc đã thực hiện các cải cách rộng lớn đối với các khuôn khổ giám sát và chính sách liên quan đến việc đóng mỏ tại tiểu bang này (DMP–EPA 2015), kể cả việc soạn thảo chính sách quản lý và phục hồi các khu mỏ một khi chúng bị bỏ hoang. Việc phục hồi các mỏ bị bỏ hoang đã thực hiện được nhờ Quỹ Phục hồi Mỏ, là ngân quỹ do các công ty khai thác mỏ ở Tây Úc đóng góp. *Đạo luật về Quỹ Phục hồi Mỏ 2012 (Mining Rehabilitation Fund Act 2012)* đã quy định khuôn mẫu cho quỹ này.

Tất cả những nhà thuê mỏ hoạt động theo Đạo luật khai thác mỏ (Mining Act) 1978 của Tây Úc (với ngoại lệ của các trường hợp thuê mỏ theo các thỏa thuận với chính phủ tiểu bang không liệt kê trong luật lệ) bị buộc phải báo cáo những dữ liệu trở ngại và đóng góp hằng năm vào quỹ. Tiền trong quỹ có sẵn cho việc phục hồi các mỏ đã bỏ hoang trên toàn khắp tiểu bang nơi mà người thuê mướn/điều hành không đáp ứng các nghĩa vụ phục hồi và sau khi người ta đã làm đủ cách để đòi lại các chi phí từ nhà khai thác. Đối với các khu mỏ di sản đã bỏ hoang, việc phục hồi được thực hiện bằng tiền lời từ ngân quỹ đóng góp.

Một phương thức tương tự dựa trên cách thu thuế đã được thực hiện tại Lãnh địa Bắc Úc. Vào tháng Mười năm 2013, *Đạo luật Quản lý Mỏ (Mining Management Act)* của Lãnh địa Bắc Úc đã được tu chính để đòi hỏi các nhà khai thác trả khoản phụ phí hằng năm bằng tiền mặt 1% số tiền thế chân bảo đảm của họ. Để bù lại cho tác động của phụ phí này đối với các nhà khai thác mỏ, số tiền thế chân bảo đảm bắt buộc đối với các công ty đã được giảm 10%. Mục đích của khoản phụ phí đã được định nghĩa bởi đạo luật là để 'quản trị một cách hiệu quả Đạo luật này liên quan đến việc giảm thiểu hay chấn chỉnh các nguy hại đối với môi trường do các hoạt động khai thác mỏ gây ra.'[66]

Tu chính này đòi hỏi khoản phụ phí 1% trên toàn bộ chi phí phục hồi được tính toán áp dụng cho mỗi hoạt động khai thác mỏ được cho phép theo Đạo luật Quản lý Mỏ (Mining Management Act) đối với tất cả các mỏ mới. Không giống như các mỏ ở Tây Úc, tất cả các mỏ mới ở Lãnh địa Bắc Úc cũng bị buộc phải đóng 100% tiền thế chân khi đóng mỏ (dựa trên chi phí của bên thứ ba) và đóng góp khoản phụ phí không hoàn lại vào Quỹ Phục hồi Mỏ (Mining Rehabilitation Fund). Vì sự tính toán về tiền bảo đảm cho tiền thế chân bao gồm 15% yếu tố dự phòng, 10% chiết khấu nghĩa là yêu cầu 100% tiền bảo đảm vẫn có hiệu quả.

Tiền thu được ban đầu của Quỹ Phục hồi Mỏ đã được sử dụng để lập ra Đơn vị Di sản Mỏ (Legacy Mine Unit) (Woollard 2014), làm việc với toàn bộ các phương thức quyền lực pháp lý để xác định ra, định thứ tự ưu tiên và quản lý việc khắc phục các mỏ di sản ở Lãnh địa Bắc Úc.

Tại New South Wales, Tổng Kiểm Toán (Auditor-General) tiểu bang đã đề nghị 7 khu mỏ di sản AMD lớn (Conrad, Woods Reef, Captains Flat, Sunny Corner, Ottery, Cowarra Gold và SCA Cobar) được Bộ Mậu dịch và Đầu tư, Cơ sở Hạ tầng Khu vực và Dịch vụ (Department of Trade and Investment, Regional Infrastructure and Services) thông báo cho Cơ quan Bảo vệ Môi trường (Environment Protection Authority) tiểu bang theo theo điều 60 của *Đạo luật Quản lý Đất bị Ô nhiễm 1997 (Contaminated Land Management Act 1997).* Tổng Kiểm Toán đã ghi nhận là hiện một số mỏ bỏ hoang chưa có các khuôn mẫu luật lệ liên quan để quản lý (NSW Tổng Kiểm Toán - 2014).

Chính phủ Úc đã cung cấp ngân khoản để phục hồi các mỏ di sản urani nằm trên các vùng đất của người thổ dân ở Lãnh địa Bắc Úc. Công việc hiện liên quan nhất đến cẩm nang này là đề ra sách lược phục hồi đối với di sản AMD tại khu mỏ urani Rum Jungle trước đây (NTDME 2013). Hoạt động này hiện được thực hiện theo điều khoản thỏa thuận đối tác quốc gia giữa các chính phủ Liên bang Úc và Lãnh địa Bắc Úc.[67]

8.7 Hoạt động khai mỏ quốc tế

Tất cả các công ty khai thác mỏ của Úc hoạt động ở nước ngoài phải tuân thủ, ở mức tối thiểu, luật lệ của quốc gia chủ nhà. Tuy nhiên, có thể cần phải xem xét các hướng dẫn quốc tế chẳng hạn như những gì do Ngân hàng Thế giới và Tổ chức Y tế Thế giới soạn ra nếu như luật lệ của quốc gia không cung cấp các hướng dẫn cụ thể về chất lượng nước đối với các hoạt động khai thác mỏ hay nếu những yêu cầu hiện hành không đáp ứng được các tiêu chuẩn thực hành thời nay hay nội bộ của công ty.

66 http://www.nt.gov.au/d/Minerals_Energy/index.cfm?newscat1=&newscat2=Indigenous%20Engagement%20Unit&header=Amendments%20to%20the%20Mining%20Management%20Act.

67 http://www.nt.gov.au/d/rumjungle/; xem trường hợp nghiên cứu Rum Jungle ở Phần 6 cẩm nang này.

Tổ chức Tài chánh Quốc tế của Ngân hàng Thế giới đã soạn thảo các hướng dẫn về môi trường, sức khỏe và an toàn đối với việc khai thác mỏ có liên quan đến chất lượng nước liên hệ với AMD (IFC 2007). Đặc biệt hướng dẫn này nói rằng:

> Việc quản lý các vật liệu có khả năng sản sinh ra axít, AMD và kim loại chứa trong nước thải phải được mở rộng chừng nào còn có nhu cầu duy trì chất lượng chất thải để bảo vệ môi trường địa phương, kể cả khi cần thiết, vào việc ngưng đóng mỏ và giai đoạn sau khi đóng mỏ.

Trên toàn cầu, những kỳ vọng ngày càng tăng của cộng đồng sẽ thúc đẩy việc áp dụng phương thức tiên tiến sách lược quản lý AMD tại cả quốc gia đang phát triển và đã phát triển.

Một yếu tố phức tạp phụ thêm trong việc quản lý nguy cơ AMD ở vùng lưu vực các con sông tại các quốc gia đang phát triển là tiềm năng khai thác theo lối thủ công. Nhiều các hoạt động khai thác quy mô nhỏ (hợp pháp hay bất hợp pháp) có thể tạo ra các tác động tích lũy về môi trường kế cận các mỏ hoạt động và tại các khu mỏ di sản. ICMM (2009) đã cung cấp các hướng dẫn về cách thức ngành kỹ nghệ có thể làm việc cùng các người khai thác mỏ quy mô nhỏ.

Các hướng dẫn thêm nữa về các lãnh vực chính của sự tham gia của các công ty quốc tế được trình bày trong *Social responsibility in the mining and metals sector in developing countries (Trách nhiệm xã hội trong việc khai thác mỏ và ngành kim loại tại các quốc gia đang phát triển)* (DRET 2012).

9.0 ĐÁNH GIÁ VÀ THEO DÕI HIỆU SUẤT

Các ý chính

- Lúc bắt đầu tiến trình đánh giá AMD, thiết lập các tiêu chuẩn rõ ràng, cụ thể và có thể đạt được, lồng trong các ngôn từ của mục tiêu quản lý môi trường tổng quát tại khu mỏ.
- Mô hình khái niệm vững vàng tại khu mỏ về tiến trình AMD phải được soạn thảo trước tiên để xác định các thông số cần phải theo dõi và các địa điểm để theo dõi.
- Vì sự ôxy hoá sunphít bắt đầu ngay tức khắc khi tiếp xúc với ôxy và nước, cho nên chương trình theo dõi hậu cơ bản phải được bắt đầu ngay tức khắc sau khi đổ chất thải có sunphít.
- Bất kể chương trình theo dõi đã được thực hiện tốt đến mức độ nào, việc thu thập các dữ liệu không đúng sẽ không giúp ích cho sự đánh giá hiệu năng và có thể ngay cả không xác định được sự triển khai của vấn đề quản lý AMD.
- Các công ty khai thác ở các khu mỏ có nguy cơ AMD sau khi phục hồi phải thực hiện chương trình theo dõi gắt gao sau phục hồi dài hạn với nguồn cung cấp thích hợp về tài chánh và kỹ thuật, để chứng tỏ các tiêu chuẩn khi đóng mỏ đã đạt được.

9.1 Giới thiệu

Việc đánh giá và theo dõi hiệu suất là những quy cách thực hành đã có từ lâu trong ngành khai thác mỏ. Chúng cần thiết để giúp phát triển những cách thức thực hành quản lý tốt khu mỏ và để chứng tỏ với những thành phần có quyền lợi liên quan và các nhà giám sát thấy được hiệu suất hiệu quả đối với những mục tiêu đã được thỏa thuận về vấn đề quản lý môi trường. Sự chứng minh về hiệu suất đạt được qua việc xác định những gì cần được đánh giá và sau đó xác định những gì cần được theo dõi để thông báo tốt nhất cho sự đánh giá.

Mục tiêu của phần này là để trình bày sơ lược về các nguyên tắc đánh giá hiệu suất và theo dõi một số các điển hình về thông số được theo dõi để đánh giá AMD. Các hướng dẫn toàn diện về đề tài đánh giá và theo dõi hiệu suất có trong cẩm nang phương thức tiên tiến *Evaluating performance: monitoring and auditing (Đánh giá hiệu suất: theo dõi và thanh tra)* (DIIS 2016c).

9.2 Đánh giá hiệu suất

Việc đánh giá hiệu suất thẩm định một đáp ứng của hệ thống bằng cách so sánh với những tiêu chuẩn cụ thể. Nó thường bao gồm việc định lượng những thay đổi đã xảy ra và thường phải chứng minh là những thay đổi đã xảy ra để đáp ứng với những điều kiện đặc biệt nào và những nỗ lực cần có để mang lại sự thay đổi là xứng đáng với chi phí.

Cần phải thành lập ít nhất hai bộ tiêu chuẩn hiệu suất: thứ nhất, những gì gây nên các báo động sớm về việc phát triển các khuynh hướng và khởi động các hành động quản lý ở khu mỏ để giải quyết vấn đề AMD; thứ hai, những gì liên hệ với việc báo cáo hiệu suất về môi trường cho cơ quan giám sát và các bên có quyền lợi liên quan.[68]

68 Tiến trình ấn định các tiêu chuẩn thứ nhì được mô tả ở Phần 5.

Những kích hoạt cảnh báo sớm cần phải được đề ra một cách thận trọng đủ để các hành động quản lý được thực hiện trước khi có nguy cơ không tuân thủ với các yếu tố kích hoạt bên ngoài theo luật định.

Trong bối cảnh của AMD, việc đánh giá hiệu suất có thể gồm:

- thẩm định sự phát triển của AMD như là hậu quả của hoạt động khai thác mỏ
- xác định nhu cầu có sách lược quản lý AMD
- định lượng tính hiệu quả của sách lược quản lý AMD (tức là liệu sách lược quản lý AMD có đạt được các mục tiêu đã được đề ra hay không)
- xác lập xem liệu các yêu cầu thỏa thuận có đạt được hay không (thí dụ các đặc điểm xây dựng một lớp bao phủ WRD hay sự tuân thủ pháp định).

Chương trình đánh giá AMD phải bao gồm:

- các mục tiêu cụ thể, rõ ràng và có thể đạt được lồng trong các ngôn từ của mục tiêu quản lý AMD toàn diện và các biến số liên quan có thể định lượng được
- tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất (việc này có thể đòi hỏi sự thiết lập kiểm soát vị trí và/hay các số đo căn bản của chất lượng nước)
- khả năng liên kết nguyên nhân sản sinh ra AMD với hiệu ứng của các đặc tính AMD
- mô hình khái niệm đặc biệt cho khu mỏ về tiến trình AMD và các đặc tính của vị trí.

Cụm từ 'biến số liên quan có thể định lượng được' đề cập đến đầu tiên ở trên lý tưởng nhất phải đo lường được trực tiếp, tuy nhiên trong một vài trường hợp việc định lượng sẽ tùy thuộc vào việc theo dõi các biến số có liên quan. Mối quan hệ giữa biến số phải càng trực tiếp càng tốt. Lấy tỷ dụ việc đo tốc độ ôxy hoá sunphít tại chỗ trong WRD là điều khó khăn và trên thực tế nó có thể hiệu quả hơn đo lường nồng độ ôxy và sự phân bổ nhiệt độ.

9.3 Mô hình khái niệm khu mỏ của tiến trình AMD

Việc triển khai mô hình khái niệm về phương thức đặc biệt của khu mỏ ảnh hưởng đến đặc tính của AMD sẽ cải thiện khả năng xác định nguyên nhân gây ra thay đổi dẫn đến AMD và nhờ đó giúp xác định các biến số cần được theo dõi. Một mô hình được lập ra một cách kém cỏi có thể dẫn đến việc theo dõi một bộ các biến số không đúng hay đo lường vào thời điểm không đúng tại những chỗ không phù hợp. Bất kể chương trình theo dõi chặt chẽ như thế nào, việc thu thập các dữ liệu không thích hợp sẽ không giúp cho việc đánh giá hiệu suất và ngay cả có thể không xác định ra được sự phát triển của vấn đề quản lý AMD chính. Việc thu thập những dữ liệu không thích hợp cũng có thể làm chậm lại việc cấp các giấy phép hay chấp thuận, vì rằng những dữ liệu như vậy sẽ không thuyết phục được các nhà giám sát.

Một mô hình khái niệm toàn diện người ta dựa vào để đánh giá hiệu suất chương trình AMD sẽ gồm, trong số các yếu tố khác:

- điều kiện về ranh giới, chẳng hạn như những gì được tiêu biểu bởi dòng chảy vào và ra khỏi những khu vực được lưu tâm
- các điều kiện sơ khởi đối với các phương thức khác nhau, kể cả các điều kiện ở khu mỏ trước lúc khai thác
- địa hình và khí hậu ở khu mỏ
- vị trí của khoáng chất sunphít và cácbônát
- cơ chế xác định tốc độ cung cấp ôxy trợ giúp cho sự ôxy hoá sunphít
- các kiểm soát về địa hoá học (chẳng hạn như thêm vôi vào trong lúc xây dựng WRD)
- các con đường và sự kiểm soát thủy văn và thủy địa chất
- vị trí và loại tác động
- sự hiện hữu của việc xử lý nước
- các ước đoán ban đầu về tốc độ tiến trình liên quan (thí dụ sự ôxy hoá sunphít) và các giá trị thông số liên quan.

Để có thể đánh giá hiệu suất một cách hiệu quả, mô hình khái niệm phải được triển khai đến mức độ bao gồm cả sự xem xét thời gian trễ của sự phát triển AMD, thời gian có thể kéo dài của tiến trình, thời gian có thể có được cơ hội thiết lập các sách lược quản lý để kiểm soát AMD và thời gian những cơ hội này có thể không còn hiện hữu. Mô hình sẽ giúp đề ra các ưu tiên để theo dõi những gì cần thiết cho sự đánh giá hiệu suất.

Mô hình khái niệm về khu mỏ được thiết kế kỹ càng sẽ mang lại nền tảng cho thiết kế của một chương trình theo dõi AMD hiệu quả để đánh giá hiệu suất. Nó phải được triển khai ở giai đoạn sớm nhất có thể được, lý tưởng nhất là trong giai đoạn khảo sát tính khả thi, thế nhưng phải chắc chắn trước khi mỏ bắt đầu đi vào hoạt động.

9.4 Theo dõi

Theo dõi là thực hiện một loạt các quan sát trong từng giai đoạn để định lượng những thay đổi theo thời gian. Mô hình khái niệm được soạn thảo cho khu mỏ sử dụng kỹ thuật được mô tả trong các phần trước của cẩm nang này nên được sử dụng để xác định:

- những biến số nào có thể được theo dõi và ở tần suất nào
- khi nào các thành phần đặc biệt của chương trình theo dõi nên được thiết lập
- các vị trí và thời gian thích hợp để theo dõi kiểm soát và vị trí cơ bản
- sự theo dõi được thực hiện trong bao lâu
- sự theo dõi nên xảy ra ở đâu (tức là yêu cầu theo dõi các địa điểm và sự phân bổ chúng về không gian)
- phạm vi các giá trị mà một biến số theo dõi được có thể có trong giai đoạn theo dõi.

Kết quả sau khi xem xét các mục tiêu cụ thể của khu mỏ và mô hình khái niệm AMD sẽ là chương trình theo dõi được thiết kế để nắm bắt các thông tin cần thiết một cách thực tế và xứng đáng với chi phí. Nó có thể là chương trình với toàn bộ được đưa vào từng giai đoạn theo thời gian và chia ra thành những bộ nhỏ hơn với các thành phần tập trung hơn. Bảng A.1 trong Phụ lục 1 trình bày hướng dẫn tham khảo chi tiết để có các thông số có thể theo dõi, vị trí và thời gian theo dõi và tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất có thể có. Công trình biên soạn này không nhằm mục đích đề ra nguyên tắc và phải được chuyển thể để sử dụng nếu cần.

Con số những biến số sẽ được theo dõi tùy thuộc phần lớn vào điều kiện và các mục tiêu của chương trình theo dõi cũng như mức độ nguy cơ của AMD tại khu mỏ. Hậu quả là, có thể cần phải theo dõi một số các biến số độc lập có thể ảnh hưởng đến biến số cần lưu tâm tùy thuộc để gia tăng khả năng xác định nguyên nhân và hậu quả khi đánh giá những phương thức quan trọng hay hiệu suất của sự quản lý AMD.

Các tài nguyên cần có để theo dõi bao gồm nhân viên để điều hành và diễn dịch kết quả từ chương trình theo dõi và thiết bị được sử dụng dể theo dõi và lưu trữ các dữ liệu. Sự phân bổ giữa hai việc này tùy thuộc vào chi phí, độ tin cậy, tính khả thi của kỹ thuật, sự có sẵn, tính liên tục cần có của hoạt động, và khả năng đáp ứng với những sự kiện quá mức (thí dụ như các nhân viên thường không có mặt để đáp ứng trong những lúc mưa dữ dội kéo dài).

Việc sử dụng các cơ sở theo dõi được thiết đặt cho các mục đích khác có thể không cung cấp được các thông tin cần có. Lấy tỷ dụ như việc theo dõi chất lượng nước ngầm sử dụng giếng khoan theo dõi mực nước hiện tại ở rìa của một hợp đồng để xác định là liệu một TSF hay WRD có đang sản sinh AMD hay không có thể là việc làm không thích hợp. Mặc dù các lỗ khoan có thể có sẵn không phải tốn phí chi cả và các mẫu nước có thể dễ thu thập trong những lần đến thăm thường xuyên để xác định mực nước, hướng dòng chảy hay tốc độ dòng chảy của nước ngầm có thể đến mức AMD do TSF phóng thích ra sẽ không đến được địa điểm theo dõi trong hàng nhiều thập kỷ.[69]

Việc chọn các thiết bị đo đạc thích hợp có khả năng cải thiện độ chính xác của các dữ kiện, tần suất và tính liên tục trong khi giảm thiểu chi phí lao động và giải quyết được các vấn đề về sự tiếp cận như an toàn và những hư hại có thể xảy ra với những vùng nhạy ứng do chuyển động của xe cộ đi lại thường xuyên. Vì sự khác biệt và khả năng theo dõi của các thiết bị, việc ghi nhận các dữ liệu và phương pháp đo đạc từ xa luôn tiến hoá, hiệu năng trong việc thiết đặt các chương trình có thể có được từ sự tham khảo sớm với các nhà cung cấp và lắp đặt thiết bị.

9.4.1 Các thí dụ về thông số để theo dõi ở khu mỏ

Sự ôxy hoá sunphít

Nếu không có ôxy, các khoáng chất có sunphít sẽ không ôxy hoá được để sinh ra AMD, mặc dù rằng các khoáng chất thứ cấp thí dụ như jarosite có thể tiếp tục phóng thích axít trong điều kiện không có ôxy nếu một số trường hợp ôxy hoá vốn đã xảy ra. Sự kiểm soát nhanh chóng nguồn cung cấp ôxy như thế là cơ hội tốt nhất đối với các nhà điều hành mỏ để kiểm soát độ axít và tốc độ sản sinh sunphát và phải nên được cân nhắc trước khi triển khai các sách lược quản lý AMD.

Vì sự ôxy hoá sunphít bắt đầu ngay khi vừa tiếp xúc với ôxy và nước, lợi ích tốt nhất cả dài lẫn ngắn hạn sẽ có thể đạt được bằng cách giới hạn nguồn cung cấp ôxy ngay lập tức sau khi đổ các chất thải có chứa sunphít.[70]

Vì các sách lược quản lý nguồn cung cấp ôxy sẽ có hiệu quả nhất nếu được thực hiện sớm ngay khi vừa tiếp xúc và đổ vào đống chất thải, trong thời gian này cần phải có một chương trình theo dõi cung cấp các ý kiến phản hồi. Chỉ với các ý kiến đóng góp ngắn hạn người ta mới có thể xác định được các vấn đề về hiệu suất kịp thời để áp dụng các hành động chấn chỉnh.

Vì thời gian có thể dài để nước có thể xâm nhập và vận chuyển các sản phẩm bị ôxy hoá từ một địa hình chất thải đến nước trên mặt đất hay nước ngầm, việc theo dõi nước thấm sẽ không cung cấp được các ý kiến phản hồi trong khuôn khổ thời gian cần để chứng minh rằng sách lược giới hạn nguồn cung cấp ôxy đã có hiệu quả.

69 Độc giả có thể tìm thêm thông tin về việc theo dõi nước ngầm trong cẩm nang phương thức tiên tiến *Evaluating performance: monitoring and auditing (Đánh giá hiệu suất: theo dõi và thanh tra)* (DIIS 2016c).

70 Thảo luận chi tiết về lý thuyết ôxy hoá và vận chuyển khí có trong Blowes và Jambor (1994) và trong Blowes và cộng sự (2003).

Một phương pháp thực tiễn và đã được chứng minh để đánh giá hiệu suất sách lược quản lý việc cung cấp ôxy được dựa trên sự đo lường nồng độ ôxy và phân bổ nhiệt độ trong bãi chất thải (Harries & Ritchie 1985; Garvie &Taylor 2000). Sự diễn dịch các dữ liệu có thể đưa ra các ước đoán về tốc độ ôxy hoá tổng quát, tốc độ sản sinh axít và sunphát, sự thẩm định cơ chế chủ yếu cung cấp ôxy và sự thẩm định nhu cầu có một sách lược quản lý hay tính hiệu quả của sách lược quản lý hiện tại. Cả việc phân bổ ôxy và nhiệt độ phải được đo lường để giúp đưa ra một lời giải thích độc nhất về các dữ liệu quan sát được.[71]

Chất lượng nước

Chất lượng nước trên mặt đất và nước ngầm thường được cho là vấn đề chú ý chính của chương trình theo dõi AMD. Tuy nhiên, chất lượng nước là chỉ dấu trễ đối với sự phát triển của vấn đề AMD, vì nó thường được đo lường ở điểm nước thấm ra của cơ sở quản lý chất thải mỏ. Các chỉ dấu trước đó của chất lượng nước thấm có thể thu được từ việc lấy mẫu nước của máy đo độ tan (của một thang biểu thích hợp) được lắp đặt khi công tác xây dựng đang được tiến hành hay từ các lỗ khoan theo dõi được lắp đặt và mở rộng với sự gia tăng về mực nước của cơ sở. Tuy nhiên, cần phải chú ý thật kỹ trong việc thiết kế và lắp đặt các hệ thống theo dõi như vậy để giảm thiểu khả năng có những tổn hại về thể lý và các dữ liệu theo dõi bị sai sót.

Các thông số chất lượng nước sơ khởi được đo lường sẽ được định nghĩa bởi những điều tìm thấy trong các thử nghiệm địa hóa tĩnh và động được mô tả ở Phần 4. Tuy nhiên phạm vi khởi đầu của các thông số này phải được xem lại theo định kỳ và nếu cần phải duyệt lại, dựa trên những kinh nghiệm hoạt động được tiến triển.

Sự quân bình về nước tại các cơ sở chứa chất thải

Mục tiêu chung của thiết kế theo phương thức tiên tiến của các cơ sở chứa chất thải là giảm thiểu tác động của nước thẩm thấu với các vật liệu có nguy cơ AMD. Từ đó, việc theo dõi mạng nước thẩm thấu vào các cơ sở chứa chất thải là điều quan trọng, và mức độ giảm thiểu mạng nước thẩm thấu là chỉ dấu hiệu suất chính đối với hầu hết các hệ thống bao phủ.

Mạng thẩm thấu nước vào cơ sở chứa chất thải có thể được suy diễn bằng các kết quả theo dõi sản sinh ra từ một số các phương pháp khác nhau, mà phương pháp nào cũng có những ưu điểm và khuyết điểm của nó (O'Kane 2011; Schneider và cộng sự 2010). Lý tưởng nhất là nên sử dụng song hành một vài các phương pháp này để bảo đảm độ tin cậy cao đối với các kết quả thu được.

9.5 Lưu trữ dữ liệu, đánh giá và báo cáo

Người ta không thể đánh giá thấp khối lượng nỗ lực cần để lưu trữ, quản lý và diễn dịch nhiều dòng dữ liệu trong khuôn khổ chương trình theo dõi AMD. Các trợ giúp từ bên ngoài cũng thường phải cần được nhờ đến để bổ sung cho những tiện ích có sẵn tại khu mỏ.

Giai đoạn diễn dịch dữ liệu của việc đánh giá hiệu suất thường nhanh và dễ dàng hơn nếu như dữ liệu theo dõi được lưu trữ tại một nơi an toàn theo thứ tự hợp lý với tất cả thông tin quan trọng mô tả dữ liệu liên quan và theo định dạng dễ truy cập. Việc thiết lập phương thức tự động sắp xếp dữ liệu và hồ sơ cũng có thể đỡ tốn nhiều công sức trong giai đoạn xử lý dữ liệu. Việc lưu trữ được sắp xếp cẩn thận cũng giảm thiểu được khả năng tạo ra các sai sót đồng thời tạo điều kiện dễ dàng cho tiến trình thanh tra.

71 Hai trường hợp nghiên cứu ở Phần 6 cho thấy việc sử dụng các số đo nồng độ ôxy và tính hiệu quả của lớp đất phủ lên trên đống đá thải có sunphít, kết hợp với phương pháp xây dựng từ dưới đất lên sử dụng các giàn nâng cạn.

Các hệ thống lưu trữ dữ liệu hiện nay có thể thích hợp cho cả hai và là phương tiện lưu trữ dữ liệu rất có giá trị. Lấy tỷ dụ việc kết hợp các kết quả thử nghiệm tĩnh trong mô hình địa chất đã được thành lập của mỏ có thể cung cấp một phương pháp tương đối dễ để so sánh các kết quả thử nghiệm tĩnh với các dữ liệu của các loại đá khác.

Các dữ liệu theo dõi phải được thường xuyên duyệt lại, diễn dịch và đánh giá theo các tiêu chuẩn hiệu suất. Một phương pháp thực dụng là thực hiện việc đánh giá vào những thời điểm định sẵn khi có được các dữ liệu. Việc này có thể có những lợi ích để xác định ra:

- thiết bị theo dõi bị hư hỏng
- nhu cầu xem lại mô hình khái niệm và theo dõi các biến số phụ thêm để có được sự đánh giá rõ ràng hơn
- khuynh hướng cho thấy có sự phát triển vấn đề AMD.

Việc giao lưu các kết quả theo dõi, cả nội bộ lẫn với bên ngoài, mang tính quyết định đối với sự thành công của sách lược quản lý AMD. Chỉ với sự giao lưu đầy đủ người ta mới có được những thay đổi thích hợp trong giai đoạn hoạt động của mỏ và tránh được nhiều các vấn đề lâu dài và khó khăn liên quan đến AMD thường phải đối phó khi đóng mỏ. Sự giao lưu hiệu quả các kết quả theo dõi và kết quả của sự đánh giá hiệu suất với các bên có quyền lợi liên quan là một trong những trụ cột của việc quản lý vấn đề AMD theo phương thức tiên tiến.

Các dữ liệu theo dõi thu được trong giai đoạn hoạt động sẽ là cơ sở cho việc xem lại, và cập nhật nếu cần, kế hoạch đóng mỏ có tham khảo với các bên có quyền lợi liên quan. Nếu các dữ liệu theo dõi cho thấy việc giảm thiểu hiệu quả hay sách lược kiểm soát đã được thực hiện trong lúc hoạt động, khi ấy người ta có thể tin tưởng hơn là việc đóng mỏ sẽ thành công.[72]

72 Độc giả có thể xem thêm các chi tiết về việc theo dõi và đánh giá hiệu suất đóng mỏ trong cẩm nang *Mine Closure (Đóng mỏ)* (DIIS 2016a) và *Evaluating performance: monitoring and auditing (Đánh giá hiệu suất: theo dõi và thanh tra)* (DIIS 2016a)

10.0 GIAO LƯU CÁC VẤN ĐỀ AMD VỚI CÁC BÊN CÓ QUYỀN LỢI LIÊN QUAN VÀ CÁC NHÀ ĐẦU TƯ

Các ý chính

- Giao tiếp hiệu quả với các bên có quyền lợi liên quan trong giai đoạn đầu của dự án là việc làm chính yếu để xác định và thỏa thuận về các giá trị cần được bảo vệ.
- Việc giao lưu minh bạch, rõ ràng và các hoạt động có trách nhiệm sẽ được nhìn một cách thuận lợi đối với cam kết bền vững và duy trì giấy phép xã hội để hoạt động.
- Giao lưu dưới hình thức có thể hiểu được và liên hệ trực tiếp để chứng minh sự bảo vệ những giá trị đã được thỏa thuận có thể là phương pháp hiệu quả nhất.
- Phần chính trong tiến trình thu hút đầu tư để phát triển một tài nguyên khoáng sản mới được ước đoán theo tiềm năng giá trị của công ty.
- Cả hai loại quy tắc JORC và VALMIN để ước đoán và báo cáo về mức độ và giá trị của tài nguyên cần phải có các phương diện có thể ảnh hưởng về vật chất đối với dự án (thí dụ như nguy cơ AMD và chi phí quản lý chất thải) sẽ được ngầm giải quyết.

10.1 Tổng quan

Các phần trước của cẩm nang này tập trung vào các phương thức tiên tiến về lãnh vực kỹ thuật của chu kỳ khai thác mỏ có thể được sử dụng để giảm thiểu nguy cơ AMD. Tuy nhiên việc khai thác mỏ một cách bất biến cũng xảy ra trong khung cảnh xã hội và pháp lý gồm những điều có thể ảnh hưởng đến cộng đồng, các nhóm có quyền lợi liên quan, các cơ quan chính phủ và những nhà đầu tư vào dự án. Cách thức những tương tác này được các công ty khai thác mỏ giải quyết và quản lý có thể ảnh hưởng sâu rộng đến chuyện mỏ được chấp thuận, các quy định và sự đóng mỏ và cách thức ngành khai thác mỏ nói chung được xã hội nhìn như thế nào.[73]

Vì hơn 60% các hoạt động khai thác mở ở Úc đều có các cộng đồng thổ dân lân cận, những cộng đồng thổ dân này phải được xem xét đặc biệt như là những thành phần có quyền lợi liên quan hay như một số người đã lập luận, họ là những người 'có quyền' khi xét về mặt công nhận quyền hạn và lợi ích của thổ dân và những mối liên hệ của thổ dân với đất và nước.

Việc xác định ra các vấn đề AMD trong thời gian thăm dò và khảo sát tính khả thi ở những khu vực mỏ chưa khai thác là vấn đề hết sức quan trọng vì những giai đoạn này nằm trong các việc:

- sự tham vấn phải có trong khuôn khổ thành phần EIA của tiến trình chấp thuận dự án
- sự đánh giá về kinh tế của tài nguyên được báo cáo cho thị trường chứng khoán và cho những nhà triển vọng đầu tư vào dự án (xem bên dưới).

Việc giao tiếp hiệu quả trong những giai đoạn đầu này với những cộng đồng có khả năng bị ảnh hưởng và các bên quan trọng khác kể cả những người giám sát, là rất quan trọng để xác định ra và đồng ý về những giá trị cần được bảo vệ và củng cố cho những đặc điểm kỹ thuật của tiêu chuẩn hiệu suất môi trường của dự án.

73 Phần này chú trọng vào việc giao lưu về những vấn đề liên quan đến AMD. Muốn có những thảo luận rộng hơn về các sách lược phương thức tiên tiến giao lưu và giao tiếp xin xem các cẩm nang phương thức tiên tiến *Community engagemnet and development (Giao tiếp và Phát triển cộng đồng)* (DIIS 2016b) và *Working with Indigenous communities (Làm việc với các cộng đồng thổ dân)* (DIIS 2016d).

Việc các công ty khai thác mỏ có các dữ liệu kỹ thuật chất lượng từ chương trình theo dõi hiệu suất với các mục tiêu nhắm đến chính xác là rất quan trọng đối với việc quản lý môi trường hiệu quả. Tuy nhiên, chính sự giao lưu các thông tin này dưới hình thức có thể hiểu được và liên hệ trực tiếp đến sự chứng tỏ bảo vệ các giá trị đã thỏa thuận có thể là phương pháp hiệu quả nhất. Việc giao lưu minh bạch, rõ ràng và các hoạt động có trách nhiệm sẽ được nhìn một cách thuận lợi đối với cam kết bền vững và duy trì giấy phép xã hội để hoạt động. Phương thức tiên tiến bao gồm việc công nhận có những nghĩa vụ đối với các thành phần có quyền lợi liên quan đối với và trên cả những đòi hỏi nghiêm ngặt của luật lệ.

Các cộng đồng thường thẩm định cách thức các công ty hoạt động để có thể duy trì giấy phép xã hội bằng cách:

- mức độ và tính chất của sự giao lưu (thí dụ như có có minh bạch hay không?)
- mức độ các công việc của công ty có theo đúng với các phương thức tiên tiến hay không
- mức độ công ty giữ các lời hứa của họ và hoàn thành các cam kết.

Nếu như có các vấn đề về hiệu suất phát sinh, những cộng đồng có thể bị ảnh hưởng và những tổ chức giám sát thường có khuynh hướng dễ lắng nghe và thảo luận về vấn đề một cách hợp lý và có những hành động quản lý được đề xuất hơn là nếu như trước đó không hề có những giao lưu công khai và định kỳ. Đặc biệt vấn đề giao lưu về các sách lược và hệ thống quản lý được thực hiện để quản lý nguy cơ AMD mang lại những bối cảnh quan trọng và cho thấy ý đồ nghiêm túc của nhà điều hành mỏ muốn giảm thiểu nguy cơ của các tác động. Sự tham gia của công chúng vào chương trình theo dõi chất lượng nước đã được sử dụng để giảm thiểu và quản lý các xung đột liên quan đến chuyện khai thác mỏ bằng cách để cho công chúng được đề ra các quyết định khi đã thông hiểu mọi chuyện (CAO 2008).

Việc thu thập và phân tích thường xuyên các dữ liệu và sau đó công bố cho công chúng biết cả những dữ liệu ban đầu và đã được diễn dịch kể cả những thẩm định về các khuynh hướng lâu dài và cách thức chúng so sánh với mức độ bảo vệ cần có để duy trì các giá trị môi trường cùng với sự tham khảo và giao tiếp với cộng đồng là những phần không thể thiếu trong phương thức tiên tiến quản lý AMD. Trong khi việc thu thập và công bố các dữ liệu có thể là yêu cầu luật định, thế nhưng những gì đang được giao lưu công khai thường rất không đúng với phương thức tiên tiến. Hiện trong lúc này, đang có rất hạn chế các báo cáo về những dữ liệu liên quan đến AMD từ những công ty khai thác mỏ đặc biệt là về việc những vật liệu sunphít đang sản xuất ra bao nhiêu AMD và chúng được quản lý hiệu quả như thế nào.

10.2 Khuôn khổ báo cáo

10.2.1 Báo cáo môi trường và bền vững

Những khuôn mẫu để báo cáo các phương diện liên quan đến AMD gồm:

- báo cáo bền vững thường niên của công ty—thông tin về phương diện xã hội, kinh tế và môi trường của hoạt động khai thác mỏ (hay công ty nói chung)
- kế hoạch theo dõi nước và các dữ liệu chất lượng nước được diễn dịch trong bối cảnh các giá trị được bảo vệ kể cả các dữ liệu theo mùa và khuynh hướng lâu dài
- kế hoạch phục hồi và đóng mỏ (thí dụ như theo đúng với DMP–EPA 2015) bao gồm các sách lược để xác định, quản lý và khắc phục AMD
- tham khảo/giao tiếp với cộng đồng và các thành phần có quyền lợi liên quan-báo cáo, tờ thông tin, bộ tài liệu thông tin, thuyết trình, hội họp và các trang mạng chuyên đề[74]
- Sáng kiến Báo cáo Toàn cầu (GRI)[75]—một khuôn mẫu toàn cầu để báo cáo bền vững của công ty—và *Enduring value (Giá trị bền vững)* khuôn mẫu dành cho các công ty khai thác mỏ của Úc (MCA 2005a).

74 Xin xem cẩm nang phương thức tiên tiến *Community engagement and development (Giao tiếp và phát triển cộng đồng)* (DIIS 2016b) và các tiện ích của ICMM.

75 http://www.globalreporting.org.

10.2.2 Báo cáo đánh giá tài nguyên

Một phần chính trong tiến trình thu hút đầu tư để triển khai một tài nguyên khoáng sản mới là ước đoán tiềm năng giá trị bằng cách sử dụng các thể thức đã được tiêu chuẩn hoá. Tiêu chuẩn được công nhận rộng rãi nhất để thực hiện việc này là Quy tắc Ủy ban Phối hợp Trữ lượng Quặng 2012 (Joint Ore Reserves Committee Code – JORC Code) và Quy tắc Thẩm định Kỹ thuật và Đánh giá Tài sản và Chứng khoán Khoáng sản và Xăng dầu cho Báo cáo Chuyên viên Độc lập 2005 (2005 Code for the Technical Assessment and Valuation of Mineral and Petroleum Assets and Securities for Independent Expert Reports - VALMIN Code). Cả hai quy tắc này đòi hỏi việc soạn thảo các báo cáo công khai nhằm mục đích thông báo cho các nhà đầu tư về kết quả thăm dò, tài nguyên khoáng sản, trữ lượng và những giá trị liên quan xem xét các trách nhiệm phục hồi và cải tạo bên cạnh các yếu tố khác có thể ảnh hưởng về mặt vật chất đối với các giá trị kinh tế của tài nguyên.

Quy tắc JORC

Quy tắc JORC là quy tắc thực hành chuyên môn đề ra các tiêu chuẩn tối thiểu để báo cáo cho công chúng về các kết quả khai thác mỏ, tài nguyên khoáng sản và trữ lượng quặng. Nhu cầu ước đoán các yếu tố độc hại cùng xảy ra trong tài nguyên hay các biến số khác không xếp hạng về tầm cỡ kinh tế (chẳng hạn như sunphua đối với việc mô tả đặc tính AMD) và bao gồm mô tả đặc tính các chất thải. Các phương diện môi trường và xã hội đều được tính vào trong 'yếu tố chuyển đổi' Điều 12 của quy tắc thảo luận cách những yếu tố chuyển đổi hoạt động với các chi tiết được trình bày trong Bảng 3 Phần 4. Một cách cụ thể, một người 'có khả năng' (như được định nghĩa trong quy tắc) bị buộc phải giải quyết những điều như:

> vị thế của các công trình nghiên cứu khả năng của những tác động về môi trường của hoạt động khai thác và xử lý mỏ. Chi tiết của việc mô tả đặc tính đá thải và sự cân nhắc về những nơi có thể là vị trí, vị thế của những chọn lựa thiết kế được cân nhắc và, trường hợp có thể được, vị thế của sự chấp thuận cho xử lý bãi chứa các chất lắng cặn và WRD phải được báo cáo.

Quy tắc VALMIN

Quy tắc VALMIN đòi hỏi các báo cáo thuê mỏ phải do chuyên viên độc lập lập ra để cung cấp các chi tiết về khả năng trách nhiệm/chi phí cải tạo và phục hồi cũng như các nguy cơ về địa chất và những điểm không chắc chắn của dự án. Việc xử lý/quản lý chất thải mỏ được giải quyết độc lập trong điều khoản về chi phí đầu tư và vận hành của Điều 92.

10.3 Đóng mỏ và phục hồi

Những tổ chức giám sát và các thành phần có quyền lợi liên quan bị ảnh hưởng phải can dự vào việc soạn thảo các mục tiêu đóng mỏ và các tiêu chuẩn đối với các khu mỏ có nguy cơ AMD càng sớm càng tốt. Việc đề ra các tiêu chuẩn được thỏa thuận là điều thiết yếu vì, đa phần, những tiêu chuẩn này sẽ xác định tầm cỡ và phí tổn của kỹ thuật và các công tác phục hồi khác. Việc không đề ra được các tiêu chuẩn này từ rất sớm sẽ chắc chắn dẫn đến những chậm trễ kéo dài (và tốn kém) đối với khả năng chung quyết các công tác phục hồi (Dowd 2005).

Nhiều cộng đồng có những quan ngại chính đáng về khả năng của những cấu trúc kỹ thuật dài hạn để cô lập các vật liệu có sunphít và giảm thiểu AMD. Việc loại suy cho tương lai là hình thức kỹ thuật rất gay go. Sự tham khảo có thể giúp xác định ra những sách lược phù hợp với địa phương để quản lý vấn đề AMD và bảo đảm những hạn chế về mặt kinh tế, kỹ thuật và pháp định sẽ được giải quyết thỏa đáng.

Sự tái khởi động mỏ đã khai thác thường đòi hỏi có sự giao tiếp trở lại với cộng đồng về quan điểm của dự án mới để chứng minh những cách thức quản lý AMD theo phương thức tiên tiến sẽ được áp dụng như thế nào. Một lãnh vực đặc biệt về nguy cơ hay xung đột là những cam kết khởi thủy đã được chủ sở hữu thứ nhất của dự án đưa ra, và vì ít khi xảy ra trường hợp (trừ khi dự án có thời gian hoạt động ngắn ngủi) công ty khai mở mỏ đầu tiên cũng còn có mặt để đóng mỏ khi chấm dứt hoạt động.

Các dự án mới cần được định lượng và báo cáo về nguy cơ AMD từ trong quá khứ để có thể chứng minh cho cộng đồng và các tổ chức giám sát thấy rằng việc khai thác thêm ở mỏ hay xử lý và/hay hoạt động xử lý nước có thể mang lại những kết quả khả quan hơn. Những cân nhắc tương tự áp dụng vào việc triển khai và thực hiện kế hoạch phục hồi cho các khu mỏ di sản.

11.0 NHỮNG CHÚ Ý KHI ĐÓNG MỎ VÀ CÁC CƠ HỘI TRONG TƯƠNG LAI

Các ý chính

- Giá trị kinh tế đích thực của dự án tài nguyên khoáng sản chỉ được nhận ra bằng cách sớm xác định nguy cơ AMD và bằng cách phòng ngừa AMD trước, trong khi và sau khi hoạt động.
- Đa số kiến thức cần có để phòng ngừa AMD vốn đã có sẵn. Chính việc thực hiện các kiến thức này đang bị chậm trễ. Các nguyên tắc của phương thức tiên tiến về việc quản lý các nguy cơ AMD hiện chưa được am hiểu hay áp dụng rộng rãi.
- Nếu sự ôxy hoá các vật liệu mỏ có nguy cơ sunphít có thể được phòng ngừa ngay từ đầu, sẽ có nhiều khả năng đạt được một cách thành công và bền vững chất lượng nước và các mục tiêu hiệu suất khi đóng mỏ.
- Những cải tiến về phương pháp quản lý chất thải sunphít và trong việc xử lý AMD sẽ tiếp tục được tạo ra, thế nhưng điều này không được làm chậm trễ việc thực hiện các phương thức tiên tiến hiện hành để phòng ngừa những tác động lâu dài trong tương lai.
- Giấy phép xã hội để hoạt động của một công ty chịu ảnh hưởng đáng kể bởi các tác động của chất lượng nước và đất trong lúc hoạt động và sau khi đóng cửa. Theo cảm nhận của công chúng thì AMD là di sản môi trường và tác động nặng nề nhất.
- Việc theo dõi các hồ sơ cần phải được biên soạn và giao lưu một cách công khai bởi các nhà điều hành và cơ quan giám sát để chứng minh hùng hồn rằng người ta có thể làm hạ giảm một cách thành công nguy cơ AMD trong một thời gian dài.

11.1 Bức tranh toàn cảnh

Giá trị đích thực của tài nguyên khoáng sản trong bối cảnh phát triển kinh tế bền vững sẽ chỉ được thực hiện bằng cách phòng ngừa AMD trước, trong khi và sau các hoạt động khai thác mỏ. Nếu chuyện này không được giải quyết đúng đắn, nó sẽ tiếp tục là chi phí lớn lao không được cung cấp để đóng mỏ vào cuối thời gian hoạt động của dự án, cùng với những nguy cơ tiếp diễn đối với môi trường và danh tiếng của ngành công nghiệp.[76]

Bên cạnh những tác động trực tiếp về tài chánh của dự án, chi phí của ngành công nghiệp khi bị rút giấy phép xã hội để hoạt động do kết quả của quan điểm về hiệu suất trong quá khứ có thể quá lớn, kể cả sự trì hoãn kéo dài trong việc chấp thuận cho dự án hay bác bỏ những đề nghị phát triển.

11.2 Kỹ thuật phòng ngừa và giảm bớt

Trong vòng ba thập kỷ qua người ta đã tốn rất nhiều công sức để cố gắng tìm hiểu về đặc tính của AMD, tiên đoán việc chúng xảy ra, và triển khai các giải pháp để quản lý việc sản sinh ra và phóng thích chúng. Nhiều những kỹ thuật này đã được mô tả trong cẩm nang này và giờ đây chúng đang được thực hiện trên quy mô toàn diện. Hiện có rất nhiều dữ liệu theo dõi hiệu suất chứng minh rằng cách tốt nhất để phòng ngừa AMD là thực hiện sách lược quản lý hiệu quả chất thải mỏ ngay từ khi bắt đầu hoạt động. Đặc biệt là nếu tình trạng ôxy hoá các vật liệu sunphít có nguy cơ có thể phòng ngừa được, khi ấy rất có thể đạt được các mục tiêu hoạt động về chất lượng nước và qua đó hội đủ các tiêu chuẩn hiệu suất đóng mỏ, cả hai đều có thể giảm thiểu đáng kể các chi phí tiếp diễn.

76 Các thí dụ về những chi phí trực tiếp phải gánh chịu để quản lý ngược trở lại AMD được trình bày ở Phần 1.

Rất nhiều, nếu không muốn nói là hầu hết kiến thức cần thiết để phòng ngừa AMD hiện đã có. Thế nhưng giờ đây vấn đề là sử dụng chúng một cách cẩn trọng và hiệu quả, từ việc mô tả đặc tính cho đến việc đổ bỏ và chữa các vật liệu thải mỏ. Trong trường hợp AMD, câu ngạn ngữ 'chữa cái sảy khỏi nảy cái ung' đặc biệt thích hợp. Như đã lưu ý tại nhiều chỗ trong cẩm nang này, các nguyên tắc phương thức tiên tiến để quản lý nguy cơ AMD hiện chưa được am hiểu hay áp dụng rộng rãi.

Những cải tiến ngày càng tăng trong việc thẩm định nguy cơ AMD sẽ tiếp tục diễn ra để cho các phương pháp tiên đoán được hoàn thiện thêm và người ta có thể hiểu biết hơn về thang biểu đo lường trong phòng thí nghiệm cho đến thang biểu ngoài thực địa. Người ta sẽ còn phải tiếp tục học những bài học về thiết kế, sự lắp đặt, bảo trì và hiệu suất dài hạn của hệ thống bao phủ.

Trong khi không có một giải pháp duy nhất nào có thể phòng ngừa được AMD tại tất cả các khu mỏ, điều rõ ràng nhất là việc giảm thiểu vấn đề ôxy xâm nhập vào các đá thải chưa bị ôxy hoá bằng các phương pháp xây dựng từ dưới đất lên, kết hợp với các lớp trung gian nén để hạn chế nước tuồn vào có thể là giải pháp gần 'phổ cập' nhất đối với nguồn AMD. Trong trường hợp chất thải mỏ có sunphít, việc duy trì tình trạng bão hòa trong khắp khối chất thải là phương tiện hiệu quả nhất để tránh vấn đề ôxy hoá dài hạn. Ở những nơi có khí hậu khô hơn, việc kiểm soát sự thẩm thấu bằng các lớp phủ chứa-và-phóng thích có thể là phương tiện thực tiễn và hiệu quả nhất để hạn chế sự phóng thích các sản phẩm ôxy hoá vào môi trường.

Việc khử lưu huỳnh trong các chất thải mỏ đã cho thấy là kỹ thuật rất hiệu quả, không chỉ làm giảm nguy cơ di sản AMD từ các TSF mà còn để sản sinh ra các vật liệu ít lưu huỳnh hạt mịn được dùng cho hệ thống bao phủ. Tại nhiều địa điểm, sự có sẵn đầy đủ vật liệu hạt mịn NAF là một trong những yếu tố chính hạn chế việc quản lý hiệu quả nguy cơ AMD. Thực vậy, việc thu được đầy đủ vật liệu hạt mịn mượn được từ các khu vực chung quanh mỏ có thể được hạn chế hay phòng ngừa trên cơ sở môi trường vì những thiệt hại song song đáng kể đối với khu vực đi mượn và yêu cầu liên quan đến những vùng phụ thêm phải được phục hồi. Có những phạm vi để ngành công nghiệp có thể áp dụng rộng hơn cách thức khử lưu huỳnh khỏi chất thải mỏ.

Các hồ mỏ là đặc điểm ngày càng tăng về cảnh quan khi đóng mỏ, đối với tất cả các loại mỏ khoáng sản hàng hoá tại Úc và ở các nơi khác. Cũng giống như các lãnh vực khác trong việc quản lý nguy cơ AMD, những hiểu biết về tập tính của những hồ nước này đã tiến triển đáng kể, đặc biệt là trong một thập kỷ qua. Tuy nhiên vì tính phức tạp về mặt vật lý, hóa học và sinh học của các hệ thống như vậy, vẫn hãy còn nhiều việc cần phải làm để cải thiện lòng tin trong sự tiên đoán lâu dài về chất lượng nước đối với những trường hợp cần có hệ thống tự bền vững, hoạt động được và phù hợp với hệ sinh thái của khu vực. Một lần nữa, khu vực này sẽ được lợi từ một số nhiều các vị trí mỏ được theo dõi cẩn thận nơi mà các giải pháp đóng mỏ đã được đề nghị và thực hiện.

Ở các mỏ ngầm đưới đất, vẫn còn các vấn đề liên quan đến sự ôxy hoá tiếp diễn những chất sunphít lộ ra nằm bên trên mực nước ngầm được khôi phục. Điều này áp dụng đặc biệt ở những vùng địa thế cao với những vỉa nằm ngang không được bít kín hay dốc nghiêng xuống và thoát ra ở trên mặt. Trong những trường hợp này, việc duy trì không khí ngầm dưới đất với nồng độ ôxy rất thấp có khả năng ngăn ngừa được sự ôxy hoá sunphít và xả thải các nước kém chất lượng. Phương pháp này (hệ thống khí quyển bất động) bao gồm việc bít kín khu vực khai thác mỏ ngầm dưới đất và triển khai tăng áp lực khí một chút để ngăn ngừa sự xâm nhập của ôxy và giảm thiểu sự ôxy hoá sunphít.

Các kỹ thuật đang xuất hiện và các cơ hội trong tương lai mang đến những tiềm năng đáng kể về việc quản lý AMD, trong khi chờ đợi sự thành công của các thử nghiệm quy mô rộng lớn ở thực địa, gồm:

- cùng đổ bỏ chất thải với đá thải (đá nhão) trong đó các chất thải hạt mịn lấp đầy chỗ trống của đá thải (Longo & Wilson 2007)
- giảm khối lượng axít trong nước thải từ WRD bằng cách áp dụng các lớp phủ (trên mặt đất) phóng thích kiềm sinh ra đầy đủ kiềm để thụ động hoá bề mặt của lớp sunphít bên dưới
- kỹ thuật địa hoá (xem Thuật ngữ) của WRD để giảm thiểu sự hình thành khoáng chất sản sinh axít thứ cấp như jarosite và làm dễ dàng sự hình thành các giai đoạn khoáng chất ổn định hơn
- thêm vào với tính cách sách lược đất sét, khi cần, lớp cuối cùng 1–2m của đống lắng cặn chất thải để làm hạ giảm đáng kể lượng không khí xâm nhập

- xác định và sử dụng chất thải NAF có dung lượng lưu huỳnh thấp hay đá thải được sử dụng như lớp ngăn để hút sạch ôxy trong cấu trúc của cơ sở chứa chất thải
- các kỹ thuật xử lý nước với chi phí thấp (Lorax Environmental 2003) có thể loại bỏ sunphát ở tốc độ tải trọng cao cho đến nồng độ đủ thấp để đáp ứng tiêu chuẩn nồng độ xả thải nghiêm ngặt ngày càng tăng
- sử dụng tốt hơn các khuôn mẫu đánh bộc phá ở mỏ và hiệu năng của việc đánh bộc phá để kiểm soát các cỡ hạt và từ đó diện tích trên mặt của chất thải sunphít dễ phản ứng và các chất thải sản sinh ra alkalin để gia tăng tối đa hiệu quả của việc kiểm soát địa hoá trong phạm vi WRD.

11.3 Theo dõi, báo cáo và giấy phép xã hội để hoạt động

Điều quan trọng là các ghi nhận theo dõi toàn diện hơn trong lúc hoạt động và sau khi đóng mỏ phải được ngành công nghiệp và các tổ chức giám sát lập ra để chứng minh một cách hùng hồn việc quản lý thành công các khu mỏ có nguy cơ AMD dài hạn. Điều đáng tiếc là vẫn còn quá ít các điển hình có được một cách công khai để chứng minh rằng các thực hành khai thác mỏ có thể bền vững theo bối cảnh này. Tình hình này đang ngày càng góp phần làm gia tăng sự thiếu lòng tin, và từ đó rút lại các giấy phép xã hội để hoạt động, được các cộng đồng mang ra trình bày đối với các đề nghị về các dự án khai thác mỏ mới ở Úc hay ở nước ngoài. Vấn đề còn trở nên phức tạp hơn vì có quá nhiều khu mỏ di sản rõ ràng đã khiến người ta liên hệ giữa sự làm giảm thiểu và quản lý AMD quá kém trong quá khứ với các phản đối của xã hội hiện tại với vấn đề khai thác mỏ.

Loại theo dõi cần thiết được mô tả ở Phần 9. Như đã có lưu ý ở Phần 3, những công ty điều hành mỏ có nguy cơ hậu phục hồi AMD phải chuẩn bị để thực hiện các chương trình theo dõi sau khi phục hồi với sự cung cấp đầy đủ về tài chánh và kỹ thuật và để thực hiện các công việc khắc phục, nếu cần. Những khám phá và hệ lụy từ các chương trình theo dõi cần được giao lưu rõ ràng, như mô tả ở Phần 10.

Ngay cả khi các biện pháp giảm thiểu được kết hợp vào các hoạt động của dự án, những biện pháp này thường không đạt được các mục tiêu hiệu suất tiên đoán trước (như mong muốn). Lấy tỷ dụ, khi so sánh giữa việc tiên đoán trong một tài liệu EIS và hiệu suất, người ta đã nhận ra rằng 64% những cách thức bị thất bại đối với chất lượng nước tiên đoán so với thực tế ở các hố mỏ đá cứng, chắc chắn sẽ gặp thất bại trong việc hội đủ các mục tiêu (Kuipers và cộng sự 2006). Kết quả này cho thấy là vẫn cần phải cố gắng hơn nữa để đạt được sự quản lý nguy cơ AMD theo phương thức tiên tiến trên toàn ngành công nghiệp.

PHỤ LỤC 1

Bảng A.1 – Các yếu tố của một chương trình theo dõi AMD

Cơ sở	Thành phần	Thông số	Tần suất[a]		Tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất
			Thăm dò / giai đoạn khảo sát tính khả thi[b]	Giai đoạn hoạt động	
Tổng quát	Khí tượng	Vũ lượng, bốc hơi, nhiệt độ v..v..	Căn bản: từng giờ	Từng giờ	không áp dụng
	Loại đá	Thạch học, tình trạng ảnh hưởng thời tiết, sunphít và dung lượng cácbônát	Ghi nhận tất cả các lỗ khoan, kể cả khối lượng chất thải	Ghi nhận tất cả các lỗ khoan	không áp dụng
	Thủy văn—vị trí thượng nguồn và hạ nguồncd	Tốc độ dòng chảy	Căn bản: hằng ngày	Hằng giờ	không áp dụng
	Chất lượng nước trên mặt đất—thượng nguồn và hạ nguồn của vị trí	Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	Căn bản: hằng quý	Hằng ngày/hằng tuần: dựa theo sự kiện	Hướng dẫn của tiểu bang/ quốc gia về chất lượng nước đối với nước chung quanh trên mặt đất (thí dụ ANZECC-ARNCANZ 2000a). Đường đáy và thượng nguồn.
		Tổng số chất rắn lơ lửng, độ axít / độ alkalin, các ion chính và phối tử (ligand), kim loại (phòng thí nghiệm)	dựa trên sự kiện	Hằng tuần/hằng tháng: dựa trên sự kiện	
	Thủy văn—dốc lên và dốc xuống của vị trícd	Mực nước ngầm, tốc độ và hướng dòng chảy	Căn bản: hằng quý	Hằng tuần/hằng tháng	không áp dụng
		Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa), kể cả toàn bộ chất rắn lơ lửng, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí gnhiệm)	Căn bản: hàng tháng/hằng quý	Hằng tuần/hằng tháng	Hướng dẫn của tiểu bang/quốc gia về chất lượng nước cho nước ngầm. Đường đáy và dốc lên.
		Toàn bộ các chất rắn lơ lửng, axít/alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	Căn bản: hằng quý/hằng năm	Hằng tháng/hằng quý	
	Xã hội và văn hoá (thí dụ sử dụng nước ở hạ nguồn)	Sử dụng nước ở hạ nguồn (thí dụ để uống. đánh bắt cá, nuôi trồng thủy sản, tưới tiêu/trồng trọt, nuôi gia súc, giặt giũ. tắm rửa, khai thác mỏ quy mô nhỏ, thủy điện, giải trí, ý nghĩa văn hoá v..v..	Căn bản: hằng năm	Hằng quý/hằng năm	Dữ liệu căn bản về việc sử dụng nước ở hạ nguồn.

Cơ sở	Thành phần	Thông số	Tần suất[a]		Tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất
			Thăm dò / giai đoạn khảo sát tính khả thi[b]	Giai đoạn hoạt động	
Tổng quát	Thảm thực vật (thí dụ như thảm thực vật bao phủ đống đá thải, các khu vực được phục hồi khác, thảm thực vật thiên nhiên kế cận khu mỏ)	Mở rộng lớp phủ thảm thực vật, các mảng bị chết chồi non hay trọc (nếu có), tính đa dạng của hệ thực vật và hệ chim chóc	Căn bản: hằng quý/hằng năm	Hằng tháng/hằng quý	Dữ liệu căn bản về thảm thực vật thiên nhiên hay khu vực được phục hồi.
	Động vật thủy sinh—thượng nguồn và hạ nguồn của vị trí	Tảo, động vật không có xương sống lớn, cá, các loại động vật có xương sống lớn hơn v…v…	Căn bản: mỗi nửa năm (theo mùa)/ hằng năm	Hằng quý/mỗi nửa năm (theo mùa)/hằng năm: dựa trên sự kiện	Dữ liệu căn bản về các loài động vật thủy sinh ở hạ nguồn.
	Sự quân bình nước ở vị trí và sự quân bình về axít	Tốc độ dòng chảy/tốc độ bơm, khối lượng axít	Căn bản	Hằng ngày	Khối lượng nước đủ nhưng không quá nhiều ở vị trí.
		Mực nước và thể tích trong cơ sở chứa	không áp dụng	Hằng ngày	
	Điểm xả thải	Tốc độ dòng chảy	không áp dụng	Hằng ngày: dựa trên sự kiện	không áp dụng
		Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	không áp dụng	Hằng ngày: dựa trên sự kiện	Hướng dẫn của tiểu bang/quốc gia/quốc tế về chất lượng nước xả thải (thí dụ IFC 2004) Hòa lẫn các vùng quan trọng.
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, axít/alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng	Hằng tháng/hằng quý: dựa trên sự kiện	
	Sản phẩm địa hóa học	Sự phân loại địa hóa học đối với đất/đá (thử nghiệm tĩnh)	không áp dụng	Theo yêu cầu để kiểm soát hoạt động (thí dụ như đánh bộc phá các lỗ, lấy mẫu trên mặt)	Tiên đoán theo mô hình
		Đặc tính hoá học của chất thải mỏ (thử nghiệm tĩnh)	không áp dụng	Theo yêu cầu	Tiên đoán theo mô hình
WRD và bãi chứa quặng	Đá thải và vật liệu mỏ	Đá thải và tốc độ sản xuất quặng, khối lượng/thể tích đống đá thải và bãi chứa quặng	Tiên đoán theo mô hình	Hằng ngày	Dữ liệu theo mô hình
		Mô tả đặc tính địa hóa của thạch học (thử nghiệm tĩnh và động)	Căn bản: theo yêu cầu	Theo yêu cầu	không áp dụng
	WRD (trong thời gian xây dựng bãi hay trong các bãi thải mỏ đã khai thác)	Nồng độ ôxy khoảng hở và nhiệt độ (tại chỗ)	Hằng tháng	Hằng tháng	Dữ liệu theo mô hình
	Thủy văn (nước chảy trên mặt đất và nước thấm trên mặt đất)	Tốc độ dòng chảy (nước chảy trên mặt đất, nước thấm trên mặt đất)	không áp dụng	Hằng tuần	không áp dụng

Cơ sở	Thành phần	Thông số	Tần suất[a]		Tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất
			Thăm dò / giai đoạn khảo sát tính khả thi[b]	Giai đoạn hoạt động	
WRD và bãi chứa quặng	Chất lượng nước (nước chảy trên bề mặt và nước thấm trên bề mặt)	Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	không áp dụng	Hằng tuần	Dữ liệu căn bản và thượng nguồn. Chất lượng nước được tiên đoán.
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng	Hằng tháng	
	Thủy địa học (nước trong các đống đá thải; nước ngầm dốc lên bên dưới và dốc xuống của các đống chất thải)	Tốc độ thẩm thấu trong đống đá thải (áp lực lỗ hở/ thủy lực/dữ liệu máy đo độ tan)	không áp dụng	Hằng quý	Mục tiêu/thiết kế tốc độ thẩm thấu.
		Mực nước; thể tích nước có lỗ hổng ở các đống đá thải	không áp dụng	Hằng tháng	không áp dụng
		Thăm dò địa vật lý (thí dụ nam châm điện, điện trở suất) để lập bản đồ độ dẫn và đường chảy của nước thấm	Theo yêu cầu	Theo yêu cầu	không áp dụng
		Các thông số chất lượng nước (thực địa)	không áp dụng	Hằng tháng	Hướng dẫn của tiểu bang/quốc gia về chất lượng nước đối với nước ngầm. Đường đáy và dốc lên.
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng	Hằng quý	

Cơ sở	Thành phần	Thông số	Tần suất[a]		Tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất
			Thăm dò / giai đoạn khảo sát tính khả thi[b]	Giai đoạn hoạt động	
TSF, đập chất thải	Vật liệu thải	Xay nhỏ và tốc độ sản xuất chất thải, khối lượng/ thể tích được chuyển tới TSF	Tiên đoán theo mô hình	Hằng tuần	Dữ liệu theo mô hình
		Mô tả đặc tính địa hoá (thử nghiệm tĩnh và động)	Căn bản: theo yêu cầu	Theo yêu cầu	không áp dụng
	Thủy văn (nước nổi trên mặt)	Thể tích, mực nước, tốc độ chảy của chất thải vào cơ sở, tốc độ chảy của bơm lắng gạn, tốc độ dòng chảy của đập tràn	không áp dụng	Hằng ngày	không áp dụng
	Thủy văn (nước thấm trên mặt đất)	Tốc độ dòng chảy	không áp dụng	Hằng tuần/hằng tháng	không áp dụng
	Chất lượng nước (nước nổi trên mặt và nước thấm trên mặt)	Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	không áp dụng	Hằng tuần	Tiêu chuẩn chất lượng nước đặc biệt của khu mỏ (để sử dụng tại hiện trường) hay hướng dẫn chất lượng nước của nước xả thải (thí dụ IFC 2004).
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng	Hằng tháng	
	Thủy địa (nước chỗ lỗ hổng ở các đống chất thải; nước ngầm dốc lên, bên dưới và dốc xuống của TSF)	Mực nước	Căn bản	Hằng tháng	không áp dụng
		Thăm dò địa vật lý (thí dụ nam châm điện, điện trở suất) để lập bản đồ độ dẫn và đường chảy của nước thấm	Theo yêu cầu	Theo yêu cầu	
		Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	Căn bản	Hằng tháng	Hướng dẫn của tiểu bang/quốc gia về chất lượng nước của nước ngầm. Dữ liệu căn bản và dốc lên
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	Căn bản	Hằng quý	
	Chất thải mỏ chưa bão hòa	Nồng độ ôxy ở các khoảng hở và nhiệt độ (tại chỗ)	Hằng tháng	Hằng tháng	không áp dụng

Cơ sở	Thành phần	Thông số	Tần suất[a]		Tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất
			Thăm dò / giai đoạn khảo sát tính khả thi[b]	Giai đoạn hoạt động	
Hố mỏ / vỉa lộ thiên	Vật liệu vách mỏ (hình nón lõm giảm áp của nước ngầm)	Thạch học khối bờ dốc (ta-luy)/ khối lượng vật liệu tiếp xúc với ôxy	Tiên đoán theo mô hình	Theo yêu cầu	Dữ liệu theo mô hình
		Mô tả đặc tính địa hóa của thạch học (các thử nghiệm tĩnh và động)	Căn bản: theo yêu cầu	Theo yêu cầu	không áp dụng
	Thủy văn hố mỏ / nước mưa	Tốc độ dòng chảy bơm tát cạn nước	không áp dụng	Hằng ngày	không áp dụng
	Chất lượng nước mỏ	Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	không áp dụng	Hằng tuần	Tiêu chuẩn chất lượng nước (để sử dụng tại hiện trường) hay hướng dẫn chất lượng nước xả thải (thí dụ IFC 2004).
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng	Hằng tháng	
	Thủy địa hố mỏ (hình nón lõm giảm áp của nước ngầm)	Mực nước ngầm, tốc độ dòng chảy (thí dụ lỗ khoan tát nước)	Tiên đoán theo mô hình	Hằng tuần	Dữ liệu theo mô hình
		Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	Căn bản	Hằng tuần	Tiêu chuẩn chất lượng nước (để sử dụng tại hiện trường) hay hướng dẫn chất lượng nước xả thải (thí dụ IFC 2004).
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	Căn bản	Hằng tháng	
Mỏ ngầm dưới đất	Vật liệu hút nước (hình nón lõm giảm áp của nước ngầm)	Khối lượng/thể tích vật liệu tiếp xúc với ôxy	Tiên đoán theo mô hình	Hằng tháng	Dữ liệu theo mô hình
		Mô tả đặc tính địa hóa của thạch học (càc thử nghiệm tĩnh và động)	Căn bản: theo yêu cầu	Theo yêu cầu	không áp dụng
	Thủy địa (hình nón lõm giảm áp của nước ngầm, chất lượng nước ngầm)	Mực nước ngầm và tốc độ dòng chảy	Căn bản	Hằng tuần	không áp dụng
		(lỗ khoan rút nước)	Căn bản	Hằng tuần	Tiêu chuẩn chất lượng nước (để sử dụng tại hiện trường) hay hướng dẫn chất lượng nước của nước thải (thí dụ IFC 2004).
		Thông số chất lượng nước (thực địa)	Căn bản	Hằng tháng	

Cơ sở	Thành phần	Thông số	Tần suất[a]		Tiêu chuẩn đánh giá hiệu suất
			Thăm dò / giai đoạn khảo sát tính khả thi[b]	Giai đoạn hoạt động	
Đống và bãi thải nước gạn	Vật liệu quặng	Tốc độ sản xuất quặng, khối lượng / thể tích quặng tại các bãi nước gạn	Tiên đoán theo mô hình	Hằng ngày	Dữ liệu theo mô hình
		Mô tả đặc tính địa hóa của thạch học (các thử nghiệm tĩnh và động)	Căn bản: theo yêu cầu	Theo yêu cầu	không áp dụng
	Thủy văn (nước chảy trên mặt đất và nước thấm trên mặt đất)	Tốc độ dòng chảy	không áp dụng	Hằng ngày	không áp dụng
	Chất lượng nước (nước chảy trên mặt và nước thấm trên mặt đất)	Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	không áp dụng	Hằng tuần	Tiêu chuẩn chất lượng nước (để sử dụng tại hiện trường). Chất lượng nước được tiên đoán.
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng	Hằng tháng	
	Thủy địa học (nước ngầm dốc lên, bên dưới và dốc xuống của bãi nước gạn / đống nước gạn)	Mực nước ngầm	Căn bản	Hằng tuần	không áp dụng
		Thăm dò địa vật lý (thí dụ nam châm điện) để lập bản đồ dòng chảy dưới mặt đất	Theo yêu cầu	Theo yêu cầu	không áp dụng
		Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	Căn bản	Hằng tuần	Hướng dẫn của tiểu bang/quốc gia về chất lượng nước của nước ngầm. Căn bản và dốc lên.
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	Căn bản	Hằng tháng	
	Đống sunphít (cuối đời hoạt động)	Nồng độ ôxy chỗ có lỗ hở và nhiệt độ (tại chỗ)	Hằng tháng	Hằng tháng	không áp dụng
Các cơ sở khác	Thủy văn (hồ chứa nước, lưu vực trầm tích	Tốc độ dòng chảy	không áp dụng	Dựa trên sự kiện: theo yêu cầu	không áp dụng
	Chất lượng nước (hồ chứa nước, lưu vực trầm tích	Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	không áp dụng	Dựa trên sự kiện: theo yêu cầu	Tiêu chuẩn chất lượng nước (để sử dụng tại hiện trường) hay hướng dẫn chất lượng nước của nước thải (thí dụ IFC 2004).
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng		
	Chất lượng nước chảy trên đường / chất lượng nước thấm trên mặt đất (thí dụ như đường vận chuyển, đường thăm dò)	Thông số chất lượng nước tổng quát (thực địa)	không áp dụng	Dựa trên sự kiện: theo yêu cầu	
		Toàn bộ chất rắn lơ lửng, độ axít/độ alkalin, các ion chính và phối tử, kim loại/á kim (phòng thí nghiệm)	không áp dụng		

n.a. = không áp dụng.

[a] Tần suất theo dõi đối với vài địa điểm có thể cần cao hơn trong mùa mưa (và thời kỳ dòng chảy cao hơn). Một tần suất cao hơn cũng sẽ cần đến trước/trong khi xả thải khỏi vị trí (thí dụ như trong trường hợp theo dõi nước trên mặt đất ở hạ nguồn).

[b] Tần suất theo dõi trong giai đoạn thăm dò/khảo sát tính khả thi sẽ tùy thuộc vào thời gian dự kiến trước khi bắt đầu hoạt động.

[c] DIIS (2016g).

[d] MCA (1997).

BẢNG CHÚ GIẢI THUẬT NGỮ

ABATES	Công cụ nhu liệu để giúp quản lý chất lượng nước tại địa điểm mỏ. Nó được soạn ra nhằm giúp các công ty khai thác mỏ tính toán lượng axít badơ và thẩm định chất lượng nước. Nhu liệu này có thể được tải về máy miễn phí từ trang mạng của Earth Systems.[77]
ADTI	Sáng kiến Kỹ thuật Nước thải có Axít (Acid Drainage Technology Initiative).[78]
AMD (Acid and metalliferous drainage)	Nước thải có axít và kim loại (xem định nghĩa chi tiết trong phần 2.1)
AMDTreat	Nhu liệu do Phòng Cải tạo và Cưỡng hành Khai thác Mỏ trên mặt đất, Bộ Nội vụ Hoa kỳ soạn ra, có thể được sử dụng để tiên đoán và lập mô hình các chi phí xử lý AMD. Nhu liệu cung cấp nhiều chọn lựa xử lý khác nhau cho các hệ thống xử lý thụ động và chủ động. Nhu liệu có thể được tải miễn phí.[79]
AMIRA	AMIRA Công ty Trách nhiệm Hữu hạn Quốc tế.[80]
ANC	Khả năng trung hoà axít được biểu thị bằng kg H_2SO_4 tương đương mỗi tấn.
ANSTO	Tổ chức Khoa học và Kỹ thuật Nguyên tử Úc (Australian Nuclear Science and Technology).
APP	Tiềm năng sản sinh axít (Acid-producing potential - APP) được biểu thị bằng H_2SO_4 mỗi tấn. Cũng còn được gọi là tiềm năng sinh ra axít (acid-generating potential - AGP).
Axít	Số đo nồng độ ion hydro (H^+), thường được gọi là độ pH. Axít không tương đương với tính axít *(xem Tính axít)*
Bãi chứa quặng cấp thấp	Những vật liệu đã được khai thác và đưa vào bãi chứa với đầy đủ các giá trị để bảo đảm chắc chắn được xử lý, hoặc khi trộn với đá cấp cao hơn, hay sau khi các quặng cấp cao đã cạn kiệt, nhưng thường được bỏ lại như là 'chất thải' vào cuối thời gian hoạt động của mỏ.
Bãi đá thải	Cơ sở xây dựng để chứa đá thải (Waste rock dump - WRD)
Chân tường	Đối với đoạn đứt gãy chìm, khối nằm dưới chỗ đứt gãy.
Chất thải mỏ	Vật liệu được nghiền nhuyễn mà người ta đã trích suất được phần lớn các khoáng chất mong muốn. Vào khoảng 98% các vật liệu khai thác được ở mỏ để xử lý ở các mỏ kim loại được xả thải thành chất thải mỏ. Tại các mỏ than, chất thải mỏ gồm những thứ bỏ đi thô hay mịn khi rửa than.
Chlorit	$(Mg,Fe)_3(Si,Al)_4O_{10}(OH)_2 \bullet (Mg,Fe)_3(OH)_6$—là một thành viên trong gia đình phyllosilicat của khoáng chất.

77 http://www.earthsystems.com.au/tools.htm.

78 http://www.unr.edu/mines/adti/.

79 http://www.amdtreat.osmre.gov.

80 http://www.amira.com.au.

Chương trình Nước thải Mỏ Trung tính Môi trường (Mine Environment Nuetral Drainage Program - MEND)	Chương trình được tài trợ bởi Chính phủ Gia Nã Đại và các đối tác kỹ nghệ.[81]
Cơ sở chứa chất thải mỏ (Tailings storage facility - TSF)	Cơ sở được thiết kế để chứa các vật liệu thải mỏ không bão hoà sinh ra trong lúc xử lý quặng mỏ. Không giống như đập chất thải mỏ, TSF không thích hợp để chứa nước nổi trên mặt.
Công ty Tài chánh Quốc tế (International Finance Corporation - IFC)	Thành viên Nhóm Ngân hàng Thế giới; tổ chức phát triển toàn cầu lớn nhất đặc biệt chú trọng vào lãnh vực tư nhân tại các quốc gia đang phát triển.[82]
Cùng thải bỏ	Sự thải bỏ phối hợp các dòng đãi quặng chất thải hạt thô (chất thải/đồ bỏ đi) và hạt mịn (chất thải mỏ); sử dụng rộng rãi trong ngành kỹ nghệ than đá ở Úc.
Đá thải	Các vật liệu như đất, đá khoáng hoá cần cỗi hay không kinh tế bao quanh một thân quặng khoáng chất hay than đá và phải được chuyển đi nơi khác để có thể khai thác quặng. Thường được gọi là đá thải trong các quặng kim loại và đất phủ (overburden), lớp trầm tích vỉa quặng (interseam), đất đào bới (spoil) trong các mỏ than.
Đạo luật Bảo vệ Môi trường và Bảo tồn Đa dạng Sinh thái 1999 (Đạo luật EPBC) (Environment Protection and Biodiversity Conservation Act 1999 (EPBC Act))	Đạo luật về môi trường trung tâm của Chính phủ Úc. Đạo luật cung cấp một khuôn khổ pháp lý để bảo vệ và quản lý những động vật và thực vật quan trọng trong nước Úc và thế giới, các cộng đồng sinh thái và các khu di sản-được định nghĩa trong Đạo luật EPBC là những vấn đề có tầm cỡ quan trọng môi trường quốc gia.[83]
Đập chất thải mỏ	Cơ sở được thiết kế để chứa các vật liệu thải mỏ bão hoà và nước trên mặt sinh ra trong lúc xử lý quặng. Đập chất thải mỏ, không giống như các cơ sở chứa chất thải, được thiết kế để có cấu trúc đủ khả năng giữ nước.
GRI (Global Reporting Initiative)	Sáng kiến Báo cáo Toàn cầu.[84]
Hội đồng Khoáng sản Úc (Minerals Council of Australian - MCA)	Tổ chức kỹ nghệ hàng đầu của Úc chuyên về kỹ nghệ thăm dò, khai thác hầm mỏ và xử lý khoáng sản.[85]

81 http://www.nrcan.gc.ca/ms/canmet-mtb/mmsl-lmsm/mend/default_e.htm.

82 http://www.ifc.org.

83 http://www.environment.gov.au/epbc.

84 http://www.globalreporting.org/Home.

85 http://www.minerals.org.au.

Hội đồng Quốc tế về Khai thác Mỏ và Kim loại (International Council on Mining and Metals - ICMM)	Được thành lập vào năm 2001 để cải thiện hiệu suất phát triển bền vững trong ngành kỹ nghệ khai thác mỏ và kim loại.[86]
Hướng dẫn GARD	Hướng dẫn Toàn cầu về Nước thải có Đá axít (Global Acid Rock Drainage Guide (2009).[87]
Kỹ thuật địa hoá	Kỹ thuật sử dụng địa hoá học để đóng góp vào các yếu tố thiết kế chính của các mặt của bãi đá thải (thí dụ đá vôi trộn và dung lượng độ ẩm tối ưu của các lớp để giảm thiểu tốc độ ôxy hoá sunphít).
Lớp bao phủ chứa-và-phóng thích	Hệ thống bao phủ được thiết kế để giảm thiểu nước xâm nhập xuống các vật liệu bên dưới bằng cách kết hợp các vật liệu với khả năng trữ nước cao và các cây với tốc độ thoát hơi nước cao.
Lớp nước phủ	Lớp nước trên mặt (thí dụ trong một cơ sở chứa chất thải hay hố mỏ) hay nước ngầm (thí dụ mỏ đổ đầy lại) nhằm mục đích ngăn chặn ôxy xâm nhập vào các vật liệu sản sinh ra AMD.
Lớp phủ Alkalin	Lớp đất phủ (thí dụ lớp phủ rẽ nước hay chứa-và-phóng thích) có các thành phần có thể sản sinh alkaline (trung hoà axít) được bố trí ở trên, trong phạm vi hay ở dưới đáy của lớp phủ. Mục đích là để giảm thiểu sự xâm nhập và bảo đảm bất kỳ nguồn nước nào di chuyển xuyên qua lớp phủ có chứa lượng alkaline đáng kể.
Lớp phủ đất	Một hay nhiều lớp phủ bằng các vật liệu giống như đất để hạn chế sự thẩm thấu của nước mưa hay xâm nhập của ôxy hay cả hai, vào các vật liệu sản sinh ra AMD.
Lưới/mô hình lớp	Mô hình hai chiều về sự phân bổ quặng và các vật liệu thải với các đặc tính địa hoá khác nhau. Xem thêm *Mô hình khối.*
Mạng lưới Quốc tế Phòng ngừa Axít (International Network for Acid Prevention - INAP)	Tập đoàn quốc tế các đối tác trong ngành kỹ nghệ khai thác mỏ chú trọng vào việc cải thiện cách thức quản lý chất thải sinh ra AMD.[88]
Mi-ca	$KAl_2(AlSi_3)O_{10}(OH)_2$—thành viên trong nhóm mi-ca thuộc gia đình khoáng chất phyllosilicát.
Mô hình khối	Mô hình có ngăn ba chiều của sự phân bổ quặng mỏ và vật liệu thải với các đặc tính địa hóa khác nhau. Xem thêm *Lưới/mô hình lớp*.
NEPM (National Environment Protection Measure)	Biện pháp Bảo vệ Môi trường Quốc gia.
Nguyên tắc cẩn trọng	Khi các bằng chứng khoa học chưa chắc chắn về việc có thể có những tác động bất lợi, những người đưa ra quyết định phải có hành động để hạn chế những thiệt hại tiếp diễn cho môi trường và phải nghiêng về phía cẩn trọng khi đánh giá các đề nghị có thể có những tác động nghiêm trọng hay không thể đảo ngược được đối với môi trường (xem Đạo luật EPBC, Phụ lục 3).

86 http://www.icmm.com.

87 http://www.gardguide.com/images/5/5f/TheGlobalAcidRockDrainageGuide.pdf.

88 http://www.inap.com.au/.

NPI (National Pollutant Inventory)	Danh mục các Chất ô nhiễm Quốc gia.
Nước thải có axít	Một dạng AMD có đặc tính độ pH thấp, nồng độ kim loại cao, nồng độ sunphát cao và độ muối cao.
Nước thải có kim loại	Một hình thức của AMD có đặc tính pH gần trung hoà, nồng độ kim loại nặng cao và độ muối sunphát cao.
Nước thải mặn	loại AMD có đặc tính độ muối sunphát cao nhưng độ pH gần trung tính và nồng độ kim loại nặng thấp.
PADRE (Partnership for Acid Drainage Remediation in Europe)	Đối tác Khắc phục Nước thải có Axít ở Âu châu.[89]
Quặng đã gạn	Vật liệu còn lại sau khi thu hồi kim loại và một số thành phần hoà tan được thông qua phương pháp gạn và đãi quặng.
Sự quân bình tải trọng axít	Đối với một khu mỏ, sự cân nhắc giữa thể tích nước và tốc độ dòng chảy cũng như độ axít và kết hợp tất cả các cơ sở mỏ có tiềm năng là nguồn AMD chẳng hạn như đống đá thải, bãi chứa quặng, TSF, hố mỏ, khu khai thác ngầm dưới đất, đống quặng gạn và các vật liệu xây dựng mỏ.
Tải trọng axít	Sản phẩm có tính axít và tốc độ dòng chảy, thường được biểu thị bằng khối $CaCO_3$ tương đương theo đơn vị thời gian.
Thạch học	Sự mô tả các đặc tính vật lý của một tảng đá nhìn thấy được ở phần lộ thiên, có sẵn trong tay hay mẫu hình ống hay với kính hiển vi có độ phóng đại thấp, chẳng hạn như màu sắc, kết cấu, cỡ hạt và thành phần.
Thẩm định tác động môi trường (Environmental impact assessment (EIA))	Trong cẩm nang này còn được gọi là tuyên bố tác động môi trường (environment impact statement (EIS)), tuyên bố hiệu ứng môi trường (environment effects statement (EES)).
Thay đổi thủy nhiệt	Vùng thay đổi trong một tảng đá thẩm thấu được đã bị ảnh hưởng bởi sự luân chuyển chất lỏng thủy nhiệt. Thường thấy ở các quặng đồng prophyry lắng cặn ở các đá calcalkaline. Có đặc tính tập hợp thạch anh + sericit + pyrite.
Thời gian trễ	Thời gian chậm giữa sự xáo trộn hay tiếp xúc của các vật liệu sản sinh ra axít và sự bộc phát của nước thoát có axít.
Thử nghiệm động	Thể thức dùng để đo lường tầm cỡ và/hay hiệu ứng của các tiến trình động, gồm tốc độ phản ứng (thí dụ như sự ôxy hoá sunphít và sản sinh ra axít), sự thay đổi vật liệu và đặc tính hoá học của nước thải và tải trọng do ảnh hưởng của thời tiết. Không giống như các thử nghiệm tĩnh, thử nghiệm động đo lường những thay đổi của một mẫu thử theo thời gian.

89 http://www.padre.imwa.info/.

Thử nghiệm sản sinh axít ròng (Net acid-generation - NAG)	Còn được gọi là 'thử nghiệm NAG phụ thêm duy nhất'. Thử nghiệm dùng hidrô peroxít để ôxy hoá bất kỳ chất sunphít nào có trong mẫu thử, sau đó bất kỳ axít nào được sinh ra trong lúc ôxy hoá bị các thành phần trung tính trong mẫu thử tiêu thụ. Bất kỳ chất axít nào còn lại được biểu thị bằng kg H2SO4 mỗi tấn. Một (thử nghiệm NAG tiếp theo) bao gồm một loạt các thử nghiệm NAG trên một mẫu thử. Việc này có thể cần thiết nếu như mẫu thử không thể ôxy hoá hoàn toàn khi sử dụng thử nghiệm NAG tiêu chuẩn phụ thêm độc nhất. Thử nghiệm NAG động theo dõi nhiệt độ và độ pH của dung dịch NAG trong lúc phản ứng với hidrô peroxít và có thể cung cấp thông tin về thời gian trễ trước khi sản sinh ra axít ngoài thực địa (AMIRA 2002).
Thử nghiệm tĩnh	Thể thức để mô tả đặc tính tình trạng vật lý, hoá học hay sinh học của mẫu thử vào một thời điểm nào. Thử nghiệm bao gồm cả những số đo của thành phần khoáng chất và hoá học cần thiết để tính toán axít badơ.
Tiềm năng sản sinh axít ròng (Net acid-producing potential - NAPP)	Được tính bằng cách trừ đi khả năng trung hoà axít (ANC) từ tiềm năng sản sinh ra axít (APP); được biểu thị bằng kg H_2SO_4 mỗi tấn.
Tính axít	Một số đo nồng độ ion hydro (H^+) và độ axít của khoáng chất (ngầm) thường được biểu thị bằng mg/L $CaCO_3$ tương đương. Đo được bằng chuẩn độ trong phòng thí nghiệm hay được ước lượng từ độ pH và dữ liệu chất lượng nước.
Tính toán axít badơ (Acid base account (ABA))	ABA đánh giá sự quân bình giữa tiến trình sản sinh ra axít (ôxy hoá khoáng chất sunphít) và tiến trình trung hoà axít. Nó bao gồm cả việc xác định tiềm năng sản sinh axít (acid-producing potential - APP) và khả năng trung hoà axít (acid-neutralising capacity - ANC) vốn có để xác định khả năng sản sinh axít ròng (net acid-producing potential - NAPP). Mỗi từ ngữ này được định nghĩa bên dưới.
Trộn lẫn	Trộn các chất thải mỏ có khả năng sản sinh ra axít với các khối lượng vật liệu alkalin đủ để tạo ra một hợp chất trong đó bất kỳ axít nào sản sinh ra cũng đều bị tiêu thụ tại chỗ bởi các vật liệu kiềm ở chung quanh.
Tường treo	Đối với đoạn đứt gãy chìm, khối nằm trên chỗ đứt gãy.
Vật liệu có tiềm năng sinh ra axít (Potentially acid-forming - PAF)	Vật liệu xác định bởi các thử nghiệm tĩnh và động.
Vùng	Đơn vị quản lý đất trong một khu mỏ thường thường với các đặc tính địa vật lý tương tự như hố mỏ, WRD, TSF, khu vực nhà máy xử lý, bãi chứa quặng.

Xử lý thụ động

Xử lý sử dụng hệ thống đòi hỏi ít nguồn vào các năng lượng bên ngoài. Tiêu biểu gồm cả các thành phần sinh học và không sinh học được phân thành giai đoạn để xử lý AMD. Các thí dụ bao gồm các đầm lầy và rào chắn thẩm thấu được. Thích hợp nhất cho các AMD có tải trong axít thấp. Xem *Xử lý tích cực.* Xử lý tích cực Một tiến trình mà các hoá chất hay vật liệu trong thiên nhiên được đưa thêm vào AMD để cải thiện chất lượng nước. Những kiểm soát từ các nhà điều hành mỏ có thể thay đổi từ việc xử lý một khối tương đối đơn giản cho đến nhà máy xử lý điện toán tinh vi hơn với nhiều chất cho thêm vào và các tiến trình theo dõi và kiểm soát chi tiết hơn.[90]

Xử lý tích cực bao gồm đưa vào các thuốc thử và công sức thường xuyên để hoạt động tiếp tục, so với phương pháp xử lý thụ động (xem bên dưới) chỉ đòi hỏi thỉnh thoảng bảo trì. Hệ thống xử lý tích cực có thể được thiết kế để đối phó với bát kỳ độ axít, tốc độ dòng chảy và tải trọng axít nào.

90 http://www.inap.com.au.

THAM KHẢO

ACARP (Australian Coal Industry Research Program) (2008). 'Development of ARD assessment for coal process wastes', ACARP Project C15034, report prepared by Environmental Geochemistry International and Levay and Co. Environmental Services, ACeSSS University of South Australia, July 2008.

Ahern, CR, O'Brien, LE, Dobos, SK, McElnea, AE, Moore, NG, Watling, KM (2014). *Queensland acid sulphate soil technical manual: soil management guidelines*, Department of Science, Information Technology, Innovation and the Arts, Queensland Government, Brisbane.

AMIRA (2002). *ARD Test Handbook: Project P387A: Prediction and kinetic control of acid mine drainage*. AMIRA International Limited, Melbourne, Australia. www.amira.com.au/documents/downloads/P387AProtocolBooklet.pdf.

Amos, R, Blowes, D, Bailey, B, Sego, D, Smith, L, Ritchie, A (2015). 'Waste-rock hydrogeology and geochemistry', *Applied Geochemistry,* 57, 140–156.

Anderson, ME, Scharer, JM, Nicholson, RV (1999). 'The oxygen consumption method (OCM): a new technique for quantifying sulfide oxidation rates in waste rock', in D Goldsack, N Belzile, P Yearwood, G Hall (eds) Proceedings: Mining and the Environment II. September 1999, Sudbury, Canada, pp 1133-1142.

Andrina, J (2009). 'Physical and geochemical behaviour of mine rock stockpiles in high rainfall environments', PhD thesis, University of British Columbia, Vancouver, October 2009, 455 pp.

Andrina, J, Miller, S, Neale, A (2003). 'The design, construction, instrumentation and performance of a full-scale overburden stockpile trial for mitigation of acid rock drainage, Grasberg Mine, Papua Province, Indonesia', in T Farrell, G Taylor (eds), *Proceedings of the Sixth International Conference on Acid Rock Drainage*, Cairns, Australia, 14–17 July 2003, 123–132.

Andrina, J, Wilson, GW, Miller, SD (2012). 'Waste rock kinetic testing program: assessment of the scale up factor for sulfate and metal release rates', in WA Price, C Hogan, G Tremblay (eds), *Proceedings of the Ninth International Conference on Acid Rock Drainage*, Ottawa, Canada, 20–26 May 2012, 12 pp.

ANZECC–ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand) (2000a). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality*, National Water Quality Management Strategy Paper no. 4, ANZECC–ARMCANZ, Canberra, 1,500 pp.

ANZECC–ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand) (2000b). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality: volume 1: the guidelines*, chapters 1–7, ANZECC and ARMCANZ, Canberra.

ANZECC–ARMCANZ (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand) (2000c). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality: volume 3: primary Industries: rationale and background information*, ANZECC and ARMCANZ, Canberra.

Australian Standards (2008). 'AS 4969.7-2008: Analysis of acid sulfate soil: dried samples: methods of test: method 7: determination of chromium reducible sulfur (Scr)', Standards Australia, June.

Batley, GE, Humphrey, CL, Apte, AC, Stauber, JL (2003). *A guide to the application of the ANZECC/ ARMCANZ water quality guidelines in the minerals industry*, ACMER, Brisbane.

Bennett, JW, Askraba, S, Mackenzie, P (2005). 'A new method to characterize black shales in Pilbara iron mining operations', in Conference Proceedings: Iron Ore Conference, 19–21 September 2005. Fremantle, WA.

Blowes, DW, Frind EO (2003). 'Advances in reactive-transport modelling of contaminant release and attenuation from mine-waste deposits', in Jambor, JL, Blowes, DW, Ritchie, AIM (eds.), *Environmental aspects of mine wastes*, Mineralogical Association of Canada short course series, vol. 31, ISBN 0-921294-31-x, pp. 283–302, www.mineralogicalassociation.ca.

Blowes, DW, Jambor, JL (eds) (1994). *The environmental geochemistry of sulfide mine-wastes: short course handbook*, vol. 22, May, Waterloo, Ontario.

Blowes, DW, Jambor, JL, Ritchie, AIM (eds) (2003). *Environmental aspects of mine wastes: short course*, vol. 31, Mineral Association of Canada, Vancouver, British Columbia.

Blowes, D, Moncur, M, Smith, L, Sego, D, Bennett, J, Garvie, A, Linklater, C, Gould, D, Reinson, J (2006). 'Construction of two large-scale waste rock piles in a continuous permafrost region', in Barnhisel, RI (ed.), *Proceedings of the Seventh International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 187–199), St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation.

Bourgeot, N, Piccinin, R, Taylor, J (2011). 'The benefits of kinetic testwork using oxygen consumption techniques and implications for the management of sulfidic materials', in Bell, LC, Braddock, B (eds), *Proceedings of the Seventh Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage* (p. 117), 21–24 June 2011, Darwin.

Bratty, M, Lawrence, R, Kratochvil, D, Marchant, B (2006). 'Applications of biological H2S production from elemental sulfur in the treatment of heavy metal pollution including acid rock drainage', in Barnhisel, RI (ed.), Proceedings 7th International Conference on Acid Rock Drainage (pp. 271–281), St Louis, Missouri, 26–30 March 2006, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky.

Brown, PL, Wickham, MP, Waples, JS, Stevens, CR, Payne, KL, Vinton, BG, Logsdon, M (2009). 'Estimation of long-term lime demand for remediation of ARD-contaminated groundwater at the Bingham Canyon Mine, Utah, USA', in *Proceedings: Securing the Future and 8th International Conference on Acid Rock Drainage* (p. 10), 22–26 June 2009, Skelleftea, Sweden.

Bussière, B (2007). 'Acid mine drainage: mechanisms, prediction, control and treatment', Industrial CRSNG Polytechnique Chair, University of Quebec (UQAT), Environment and Mine Waste Management, unpublished presentation at La Mine Doyon, May 2007.

Byrne, G (2013). 'Long-term water management: the forgotten legacy of mine closure', in *Water in mining 2013: Proceedings* (pp. 163–168), Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Melbourne.

CAO (Office of the Compliance Advisor/Ombudsman) (2008). *Participatory water monitoring: a guide for preventing and managing conflict*, CAO, International Finance Corporation, Washington DC, http://www.cao-ombudsman.org/howwework/advisor/documents/watermoneng.pdf.

Castendyk, DN, Eary, LT (2009). *Mine pit lakes: characteristics, predictive modeling, and sustainability*, Society for Mining, Metallurgy and Exploration, Colorado, 312 pp.

Catalan, LJ, Yanful, EK (2002). 'Sediment-trap measurement of suspended mine tailings in shallow water cover', *Journal of Environmental Engineering*, 128(1):19–30.

Ciccarelli, JM, Weber, PA, Stewart, WS, Li, J, Schumann, R, Miller, SD, Smart, RStC (2009). 'Estimation of long-term silicate neutralisation of acid rock drainage', in *8th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD) and Securing the Future: Mining, metals and the environment in a sustainable society 2009*, proceedings of a meeting held 22–26 June 2009, Skelleftea, Sweden, 11 pp.

Coastech Research (1989). *Investigation of prediction techniques for acid mine drainage*, MEND project report 1.16.1a, MEND, Ottawa, Ontario.

Dagenais, AM, Aubertin, M, Bussière, B (2006). 'Parametric study on the water content profiles and oxidation rates in nearly saturated tailings above the water table', in Barnhisel, RI (ed.), *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (pp. 405–420), 26–30 March 2006, St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky.

Davis, B, Bourgeot, N, Taylor, J (2014). 'Using kinetic geochemical testwork to assist with mine planning, operations and post closure', in Miller, H, Preuss, L (eds), *Proceedings of the Eighth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage*, 29 April – 2 May 2014, Adelaide, pp. 281.

DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016a). *Mine closure*, DIIS, Canberra.

DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016b). *Community engagement and development*, DIIS, Canberra.

DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016c). *Evaluating performance: monitoring and auditing*, DIIS, Canberra.

DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016d). *Working with Indigenous communities*, DIIS, Canberra.

DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016e). *Tailings management*, DIIS, Canberra.

DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016f). *Risk management*, DIIS, Canberra.

DIIS (Department of Industry, Innovation and Science) (2016g). *Water stewardship*, DIIS, Canberra.

DMP–EPA (Western Australian Department of Mines and Petroleum and Western Australian Environmental Protection Authority) (2015). *Guidelines for preparing mine closure plans*, May 2015, DMP and EPA, Perth.

Dobos, SK (2005). 'Acid sulfate soils (ASS) and acid mine drainage (AMD): framboids and the common links', in Bell, LC, McLean, RW (eds), *Proceedings of the Fifth Australian Workshop on Acid Drainage* (pp. 71–84), Fremantle, Western Australia, 29–31 August 2005, Australian Centre for Minerals Extension and Research, Brisbane.

Dowd (2005). 'The business case for prevention of acid drainage', in Bell, CL, McLean, RW (eds), *Proceedings of the Fifth Australian Workshop on Acid Mine Drainage* (pp. 1–10), Fremantle, Western Australia, 29–31 August 2005, Australian Centre for Minerals Extension and Research, Brisbane.

Downing, BW, Giroux, G (2014). 'Block modeling and acid rock drainage prediction', in Jacobs, JA, Lehr, JH, Testa, SM (eds), *Acid mine drainage, rock drainage, and acid sulfate soils: causes, assessment, prediction, prevention, and remediation* (Chapter 23), John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, 10.1002/9781118749197.

DRET (Department of Resources, Energy and Tourism) (2008). *Cyanide management*, DRET, Canberra.

DRET (Department of Resources, Energy and Tourism) (2012). *Social responsibility in the mining and metals sector in developing countries*, DRET, Canberra, http://www.industry.gov.au/resource/Documents/LPSDP/DEPRES.pdf.

Duckett, R, O'Kane, M (2006). 'Hydraulic placement of a dry cover system: design and performance monitoring of the Kennecott Ridgeway mine tailings dam cover system', in Barnhisel, RI (ed.), *Proceedings of the Seventh International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 539–554), 26–30 March 2006, St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky.

EHP (Queensland Department of Environment and Heritage Protection) (2013). *Operational policy: mining: release of mine-affected water under enhanced Environmental Authority conditions and management of cumulative impacts in the Fitzroy Basin*, EHP, Brisbane.

Environment Australia (1997). *Managing sulfidic mine wastes and acid drainage: best practice environmental management in mining*, Environment Australia, Canberra.

Espinoza, D, Morris, JWF (2013). 'Decoupled NPV: a simple, improved method to value infrastructure investments', *Construction Management and Economics*, 31:471–496.

Fisher, TSR, Lawrence, GA (2006). 'Treatment of acid rock drainage in a meromictic mine pit lake', *Journal of Environmental Engineering*, 132:515–526.

Franks, DM, Brereton, D, Moran, CJ, Sarker, T, Cohen, T (2010). *Cumulative impacts: a good practice guide for the Australian coal mining industry*, Australian Coal Association Research Program, Centre for Social Responsibility in Mining and Centre for Water in the Minerals Industry, Sustainable Minerals Institute, University of Queensland, Brisbane, www.csrm.uq.edu.au/docs/CSRM%20SMI%20 Good%20Practice%20 Guide%20document%20LR.PDF.

GARD Guide. *The global acid rock drainage guide*, International Network for Acid Prevention, http://www.gardguide.com/images/5/5f/TheGlobalAcidRockDrainageGuide.pdf.

Garvie, AM, Taylor, GF (2000). *Manual of techniques to quantify processes associated with polluted effluent from sulfidic wastes*, Australian Centre for Mining Environmental Research.

Geller, W, Schultze, M (2013). 'Remediation and management of acidified pit lakes and ouflowing waters', in Geller, W, Schultze, M, Kleinmann, RLP, Wolkersdorfer, C (eds), *Acidic pit lakes: legacies of surface mining on coal and metal ores* (pp. 225–264), Springer, Berlin.

Geller, W, Schultze, M, Kleinmann, RLP, Wolkersdorfer, C (2013). *Acidic pit lakes: legacies of surface mining on coal and metal ores*, Springer, Berlin.

Gilbert, SE, Cooke, DR, Hollings, P (2003). 'The effects of hardpan layers on the water chemistry from leaching of pyrrhotite-rich tailings materials', *Environmental Geology*, 44:687–697.

Government of British Columbia (2015). *Independent Expert Engineering Investigation and Review Panel: report on Mount Polley tailings storage facility breach*, 30 January, British Columbia.

Green, R, Borden, RK (2011). 'Geochemical risk assessment process for Rio Tinto's Pilbara iron ore mines', in Kumar, S (ed.), *Integrated waste management*, volume 1, DOI: 10.5772/20473, www.intechopen.com.

Hannam, S, Green, R (2014). *RTIO AMPL Risk Assessment Tool*, 8th Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage, Adelaide, Australia. 28 April – 2 May 2014.

Hanton-Fong, CJ, Blowes, DW, Stuparyk, RA (1997). 'Evaluation of low sulfur tailings in the prevention of acid mine drainage', in *Proceedings: 4th International Conference Acid Rock Drainage* (pp. 835–851), 31 May – 16 June 1997, Vancouver, Canada.

Harries, J, Ritchie, AIM (1985). ‘Pore gas composition in waste rock dumps undergoing pyritic oxidation, *Soil Science*, 140:143–152.

Hutchinson, BJ, Brett, D (2006). ‘Savage River Mine: practical remediation works’, in Barnhisel, RI (ed.), *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (pp. 810–819), 26–30 March 2006, St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky.

ICMM (International Council on Mining and Metals) (2008). *Sustainable development framework: a sustained commitment to improved industry performance*, ICCM, London.

ICMM (International Council on Mining and Metals) (2009). *Working together: how large-scale mining can engage with artisanal and small-scale miners*, ICMM, London, http://www.icmm.com/document/789.

ICMM (International Council on Mining and Metals) (2015). *A practical guide to catchment-based water management for the mining and metals industry*, ICMM, London, http://www.icmm.com/document/8329.

IFC (International Finance Corporation) (2007). *Environmental health, and safety guidelines for mining*, IFC, Washington DC, http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/1f4dc28048855af4879cd76a6515bb18/Final%2B-%2BMining.pdf?MOD=AJPERES&id=1323153264157.

IFC (International Finance Corporation) (2013). *Good practice handbook: cumulative impact assessment and management guidance for the private sector in emerging markets*, IFC, Washington DC, http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/3aebf50041c11f8383ba8700caa2aa08/IFC_GoodPracticeHandbook_CumulativeImpactAssessment.pdf?MOD=AJPERES.

INAP (International Network for Acid Prevention) (2009). *The global acid rock drainage guide*, INAP, http://www.gardguide.com.

Jones, DR (2011). ‘Report on the 8th International Conference on Acid Rock Drainage, Skelleftea, Sweden’, in Bell, LC, Braddock, B (eds), *Proceedings of the Seventh Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage*, 21–24 June 2011, Darwin, Northern Territory, JKTech Pty Ltd, Brisbane.

Jones, DR, Taylor, J (2008). ‘From concept to best practice: innovations in AMD prevention and management’, in Bell, LC, Barrie, BMD, Braddock, B, McLean, RW (eds), *Proceedings of the Sixth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage* (pp. 299–320), 15–18 April 2008, Burnie, Tasmania, Australian Centre for Minerals Extension and Research, Brisbane.

Kuipers, JR, Maest, AS, MacHardy, KA, Lawson, G (2006). *Comparison of predicted and actual water quality at hardrock mines: the reliability of predictions in environmental impact statements*, Kuipers & Associates and Buka Environmental, https://www.earthworksaction.org/library/detail/comparison_of_predicted_and_actual_water_quality_at_hardrock_mines/#.VfpWpmsw-P8.

Kumar, RN, McCullough, CD, Lund, MA (2013). ‘Pit lakes in Australia’, in Geller, W, Schultze, M, Kleinmann, RLP, Wolkersdorfer, C (eds), *Acidic pit lakes: legacies of surface mining on coal and metal ores* (pp. 342–361), Springer, Berlin.

Landers, M, Usher, B (2015). ‘Management of spontaneous combustion for metalliferous mines’, in *Proceedings: 10th International Conference on Acid Rock Drainage and IMWA 2015* (Chapter 2), 28 April – 1 May 1 2015, Santiago, Chile.

Laurence, DC (2006). ‘Why do mines close?’, in Fourie, A, Tibbett, M (eds), *Mine closure 2006* (pp. 83–94), Proceedings of the First International Seminar on Mine Closure, 13–15 September 2006, Perth, Australian Centre for Geomechanics, Perth.

Linklater, CM, Sinclair, DJ, Brown, PL (2005). 'Coupled chemistry and transport modelling of sulfidic waste rock dumps at the Aitik mine site', *Applied Geochemistry,* Sweden, 20:275–293, www.sciencedirect.com.

Linklater, CM, Bennett, JW, Edwards, N (2006). 'Modelling an innovative waste rock dump design for the control of acid rock drainage at the Svartliden gold mine, northern Sweden', in Barnhisel, RI (ed.), *Proceedings of the Seventh International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD*) (pp. 1,079–1,105), St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation.

Logsdon, M (2013). 'What does "perpetual" management and treatment mean? Toward a framework for determining an appropriate period-of-performance for management of reactive, sulfide-bearing mine wastes, reliable mine water technology', in Brown, A, Figueroa, L, Wolkersdorfe, C (eds), Proceedings of the International Mine Water Association Annual Conference 2013, Golden, Colorado, vol. 1, pp. 53–58.

Longo, S, Wilson, W (2007). 'Paste rock: part of the future for mine waste management?', *Canadian Mining Journal*, 128:24.

Lorax Environmental (2003). *Treatment of sulphate in mine effluents*, International Network for Acid Prevention, 129 pp.

Ludgate I, Coggan A & Davé NK (2003). 'Performance of shallow covers on pyritic uranium tailings', in *Proceedings of the Sixth International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 287–296), 12–18 July 2003, Cairns, QLD, Australia.

Martin, V, Aubertin, M, Bussière, B, Mbonimpa, M, Dagenais, AM, Gosselin, M (2006). 'Measurement of oxygen consumption and diffusion in exposed and covered reactive mine tailings', in Barnhisel, RI (ed.), 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 26–30 March 2006, St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky.

MCA (Minerals Council of Australia) (1997). *Minesite water management handbook*, MCA, Canberra.

MCA (Minerals Council of Australia) (2015a). *Enduring Value: the Australian minerals industry framework for sustainable development*, MCA, Canberra, http://www.minerals.org.au/file_upload/files/resources/Enduring_Value_principles_FINAL.pdf.

MCA (Minerals Council of Australia) (2015b). *Towards closure: mine rehabilitation in the Australian minerals industry: achievements and challenges*, MCA, Canberra.

McCullough, CD (2011). *Mine pit lakes: closure and management*, Australian Centre for Geomechanics, Perth.

McCullough, CD, Lund, MA (2006). 'Opportunities for sustainable mining pit lakes in Australia', *Mine Water and the Environment*, 25:220–226.

McCullough, CD, Pearce, JI (2014). 'What do elevated background contaminant concentrations mean for AMD risk assessment and management in Western Australia?', in *Proceedings: 8th Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage* (pp. 147–158), 28 April – 2 May 2014, Adelaide, Australia.

McCullough, CD, van Etten, EJB (2011). 'Ecological restoration of novel lake districts: new approaches for new landscapes', *Mine Water and the Environment*, 30:312–319.

McCullough, CD, Marchand, G, Unseld, J (2013). 'Mine closure of pit lakes as terminal sinks: best available practice when options are limited?', *Mine Water and the Environment*, 32:302–313.

McGregor, RG, Blowes, DW (2002). 'The physical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings', *Journal of Geochemical Exploration*, August, 76:195–207.

McLean, JE, Bledsoe, BE (1992). 'Behaviour of metals in soils', *Ground Water Issues*, report EPA/540/S-92/018, US Environmental Protection Agency, 25 pp.

MCMPR–MCA (Ministerial Council on Mineral and Petroleum Resources and Minerals Council of Australia) (2010). *Strategic Framework for Managing Abandoned Mines in the Minerals Industry*, MCMPR and MCA, Canberra, http://www.industry.gov.au/resource/Mining/Documents/StrategicFrameworkforManagingAbandonedMines.pdf.

MEND (Mine Environment Neutral Drainage) (1995). *Economic evaluation of acid mine drainage technologies*, report 5.8.1, MEND.

MEND (Mine Environment Neutral Drainage) (2004). *Design, construction and performance monitoring of cover systems for waste rock and tailings*, report 2.21.4, vols. 1–5, edited by O'Kane Consultants Inc., MEND, July, http://mend-nedem.org/category/prevention-and-control/.

MEND (Mine Environment Neutral Drainage) (2005). *List of potential information requirements in metal leaching/acid rock drainage (ML/ARD) assessment and mitigation work*, report 5.10E, MEND.

Miller, S (2014). 'Leading practice solutions for acid rick drainage prevention and control: a key to achieving a sustainable future for mineral resource development', in Miller, H, Preuss, L (eds), *Proceedings of the Eighth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage* (pp. 51–66), 29 April – 2 May 2014, Adelaide, South Australia, JKTech Pty Ltd, Brisbane.

Miller, S, Robertson, A, Donahue, T (1997). 'Advances in acid drainage prediction using the net acid generation (NAG) test', in *Proceedings of 4th International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 533–549), Vancouver, British Columbia.

Naidu, R, Birke, V (eds) (2014). *Permeable reactive barrier: sustainable groundwater remediation*, CRC Press, 333 pp.

NHMRC (National Health and Medical Research Council) (2008). *Guidelines for managing risks in recreational water*, NHMRC, Canberra.

NHMRC–NRMMC (National Health and Medical Research Council and Natural Resource Management Ministerial Council) (2011). *National Water Quality Management Strategy: Australian drinking water guidelines*, NHMRC–NRMMC, Canberra, 1,244 pp.

NSW Auditor General (2014), *Managing contaminated sites*, http://www.audit.nsw.gov.au/ArticleDocuments/336/01_Managing_Contaminated_Sites_Full_Report.pdf.aspx?Embed=Y.

NTDME (2013). http://www.nt.gov.au/d/rumjungle/index.cfm?header=Rehabilitation%20Plan.

O'Kane, M (2011). 'State-of-the-art performance monitoring of cover systems: moving from point scale to macro scale approaches', in Bell, LC, Braddock, B (eds), *Proceedings of the Seventh Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage*, 21–24 June 2011, Darwin, Northern Territory, JKTech Pty Ltd, Brisbane.

O'Kane Consultants Inc. (2003). *Evaluation of the long-term performance for dry cover systems: final report to the International Network for Acid Prevention*, http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Evaluation_of_the_Long-Term_Performance_of_Dry_Cover_Systems.pdf.

O'Kane, M, Ayres, B (2012). 'Cover systems that utilise the moisture store-and-release concept: do they work and how can we improve their design and performance?', in Fourie, AB, Tibbett, M (eds), *Mine closure 2012*, Proceedings of the Seventh International Conference on Mine Closure, 25–27 September 2012, Brisbane, Australian Centre for Geomechanics, Perth, 9 pp.

Oxley, G, Pape, S, Taylor, JR (2008). 'Rehabilitation of a highly sulphidic tailings dam in south-eastern Australia', in *Proceedings of the Sixth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage*, 15–18 April 2008, Burnie, Tasmania.

Park, BT, Wangerud, KW, Fundingsland, SD, Adzic, ME, Lewis, NM (2006). 'In situ chemical and biological treatment leading to successful water discharge from Anchor Hill pit lake, Gilt Edge mine Superfund Site, South Dakota USA', in Barnhisel, RI (ed.), *Proceedings: 7th International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 1065–1069), 26–30 March 2006, St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky.

Patterson, BM, Robertson, BS, Woodbury, RJ, Talbot, B, Davis, GB (2006). 'Long-term evaluation of a composite cover overlaying a sulfidic tailings facility', *Mine Water and the Environment*, 25:137–145.

Payant, R, Rosenblum, F, Nesset, J, Finch, J (2011). 'Galvanic interaction and particle size effects in self-heating of sulfide mixtures', in *Proceedings of the 43rd Annual Canadian Mineral Processors Conference*.

Pearce, S, Barteaux, M (2014). 'Instrumentation of waste rock dumps as part of integrated closure monitoring and assessment', in *Proceedings of Mine Closure 2014 Conference*, Johannesburg, 1–3 October 2014, South Africa.

Pearce, S, Scott, PA, Weber, P (2015). 'Waste rock dump geochemical evolution: matching lab data, models and predictions with reality', in Proceedings of the Tenth International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), 21-24 April 2015, Santiago, Chile. 11pp.

Pepper M, Roche CP, & Mudd GM (2014) Mining legacies-understanding life-of-mine across time and space, in Proceedings Life of Mine 2014 Conference, 16-18 July 2014, Brisbane, QLD, Australia, pp449-465

Price, WA (2009). *Prediction manual for drainage chemistry from sulfidic geologic materials*, MEND report 1.20.1, CANMET–Mining and Mineral Sciences Laboratories. Smithers, British Columbia.

Richards, DG, Borden, RK, Bennett, JW, Blowes, DW, Logsdon, MJ, Miller, SD, Slater, S, Smith, L, Wilson, GW (2006). 'Design and implementation of a strategic review of AMD risk in Rio Tinto', in Barnhisel, RI (ed.), *Proceedings of the Seventh International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 1657–1672), St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation.

Ritchie, AIM (1994). 'Sulfide oxidation mechanisms: controls and rates of oxygen transport', in Jambor, JL, Blowes, DW (eds), *Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes,* vol. 22, chapter 8, Mineralogical Association of Canada, Quebec.

Ritchie, AIM, Bennett, JW (2003). 'The Rum Jungle mine: a case study', in Jambor, JL, Blowes, DW, Ritchie, AIM (eds), *Environmental aspects of mine wastes*, Mineralogical Association of Canada short course series, vol. 31, pp. 385–406, www.mineralogicalassociation.ca.

Robertson, A, Kawashima, N, Smart, R, Schumann, R (2015). 'Management of pyrrhotite tailings at Savannah Nickel Mine: a decade of experience and learning', in *Proceedings of the 10th International Conference on Acid Rock Drainage and International Mining and Water Association Annual Conference*, Santiago, Chile, 21–24 April 2015.

Romano, CG, Mayer, KU, Jones, DR, Ellerbroek, DA, Blowes, DW (2002). 'Effectiveness of various cover scenarios on the rate of sulfide oxidation of mine tailings', *Journal of Hydrology*, 271:171–187.

SCER (Standing Council on Energy and Resources) (2013). *Multiple land use framework: background document*, SCER, Canberra, https://scer.govspace.gov.au/workstreams/land-access/mluf/.

SCEW (Standing Council on Environment and Water) (2013). *National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure*, SCEW, Canberra, http://www.scew.gov.au/nepms/assessment-site-contamination.

Schneider, A, Baumgartl, T, Doley, D, Mulligan, D (2010). 'Evaluation of heterogeneity of constructed landforms for rehabilitation using lysimeters', *Vadose Zone Journal*, 9:898–909.

Schumann R, Robertson AM, Gerson AR, Fan R, Kawashima N, Li J and Smart StC (2015). Iron sulfides ain't iron sulfides: a comparison of acidity generated during oxidation of pyrite and pyrrhotite in waste rock and tailing materials. In *Proceedings of the 10th International Conference on Acid Rock Drainage and International Mining and Water Association Annual Conference*, 21–24 April 2015, Santiago, Chile.

Scott, PA, Eastwood, G, Johnston, G, Carville, D (1997). 'Early exploration and pre-feasibility drilling data for the prediction of acid mine drainage for waste rock', in McLean, R, Bell, C (eds), *Proceedings of the 3rd Australian Workshop on Acid Mine Drainage* (pp. 195–201), Townsville, Australian Centre for Minesite Rehabilitation Research, Darwin Northern Territory.

South Australian Government (2011). *Assessment report: environmental impact statement: Olympic Dam expansion*, Chapter 4, Section 4.3.12, pp. 87–91, www.olympicdameis.sa.gov.au/html/AssessmentReport/ODXAssessmentReport-web.pdf.

Stewart, W, Miller, S, Thomas, JE, Smart, R (2003). 'Evaluation of the effects of organic matter on the net acid generation (NAG) test', in *Proceedings of the Sixth International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 211–222), 12–18 July 2003, Cairns.

Taylor G, Spain A, Timms G, Kuznetsov, V, & Bennett J (2003). 'The medium-term performance of waste rock covers – Rum Jungle as a case study', in *Proceedings of the Sixth International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 383–397), 12–18 July 2003, Cairns, QLD, Australia.

Taylor, J, Waring, C (2001). 'The passive prevention of ARD in underground mines by displacement of air with a reducing gas mixture: GaRDS', *Mine Water and the Environment*, 20:2–7.

Taylor, JR, Pape, S, Murphy, NC (2005). 'A summary of passive and active treatment technologies for acid and metalliferous drainage (AMD)', in *Proceedings of the 5th Australian Workshop on Acid Drainage*, Freemantle, Western Australia.

Team NT Toolkit (2004). https://minerals.nt.gov.au/__data/assets/pdf_file/0003/267915/TEAM-NT-Toolkit.pdf.

UNWCED (United Nations World Commission on Environment and Development) (1987). *Our common future*, Oxford University Press, p. 27.

USEPA (US Environmental Protection Agency) (1997). *Costs of remediation at mine sites*, USEPA Office of Solid Waste, January.

USGS (US Geological Survey) (2002). *Progress on geoenvironmental models for selected mineral deposit types*, Seal II, RR, Foley, NK (eds), US Geological Survey open file report 02-195, 217 pp., http://pubs.usgs.gov/of/2002/of02-195/OF-02-195-508-V5.pdf.

van Dam, RA, Humphrey, CL, Harford, AJ, Sinclair, AC, Jones, DR, Davies, S, Storey, AW (2014). 'Site-specific water quality guidelines: 1: Derivation approaches based on physicochemical, ecotoxicological and ecological data', *Environmental Science and Pollution Research*, 21:118–130.

Vandenberg, J, Lauzon, N, Prakash, S, Salzsauler, K (2011). 'Use of water quality models for design and evaluation of pit lakes', in McCullough, CD (ed.), *Mine pit lakes: closure and management* (pp. 63–80), Australian Centre for Geomechanics, Perth.

Vidic, RD (2001). *Permeable reactive barriers: case study review*, Groundwater Remediation Technologies Analysis Centre technology evaluation report TE-01-01, University of Pittsburgh, http://www.gwrtac.org/pdf/PRBtmp.pdf.

WA EPA (2014) *Cumulative environmental impacts of development in the Pilbara region,* August 2014, 33pp. http://epa.wa.gov.au/EPADocLib/Pilbara_s16e_advice%20_270814.pdf

Waters, P, O'Kane, M (2003). 'Mining and storage of reactive shale at BHP Billiton's Mt Whaleback Mine', in *Proceedings of the Sixth International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 155–161), 14–17 July 2003, Cairns, Australia.

Waters, J, Pape, S, Taylor, J (2014). 'Tools for assisting with the assessment of acid and metalliferous drainage (AMD), in Miller, H, Preuss, L (eds), *Proceedings of the Eighth Australian Workshop on Acid and Metalliferous Drainage*, 29 April – 2 May 2014, Adelaide, South Australia, JKTech Pty Ltd, Brisbane, pp. 435.

Williams, DJ, Wilson, GW, Currey, NA (1997). 'A cover system for a potentially acid forming waste rock dump in a dry climate', in *Tailings and mine waste '97: proceedings of the 4th International Conference on Tailings and Mine Waste* (pp. 231–235), 13–17 January 1997, Fort Collins, Colorado, AA Balkema, Rotterdam.

Williams, DJ, Stolberg, DJ, Currey, NA (2006). 'Long-term performance of Kidston's "store/release" cover system over potentially acid forming waste rock dumps', *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 2385–2396), 26–30 March 2006, St Louis, Missouri.

Williams, DJ & Rohde, TK (2007). Saturation required for continuum flow through different mine waste materials. In: Ameratunga, J., Taylor, B. and Patten, M., Proceedings of the 10th Australia New Zealand Conference in Geomechanics 2007. Common Ground, Brisbane, Queensland, Australia, (pp280-285). 21-24 October, 2007.

Williams, DJ and Rohde, TK (2008). Rainfall infiltration into and seepage from rock dumps - A review. In: Fourie, A., Proceedings of the First International Seminar on the Management of Rock Dumps, Stockpiles and Heap Leach Pads. Rock Dumps 2008, Perth, Western Australia, (pp79-89). 5-6 March 2008.

Williams, D, Fowler, J, van Zyl, D (2015). 'Mine planning and acid rock management', in *Proceedings of the 10th International Conference on Acid Rock Drainage and IMWA 2015*, 21-24 April – 1 May 2015, Santiago, Chile, 10 pp.

Wilson, GW (2008). 'Why are we still struggling with acid rock drainage?', *Geotechnical News*, June, pp. 51–56.

Wilson, GW, Williams, DJ, Rykaar, EM (2003). 'The integrity of cover systems: an update', in *Proceedings of 6th International Conference on Acid Rock Drainage* (pp. 445–451), 14–17 July 2003, Cairns, Australia.

Wilton, MJ, Lawrence, GA (1998). 'The evolution of the Island Copper Mine pit lake', in *Proceedings of the 22nd Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium*, Penticton, British Columbia, http://www.trcr.bc.ca/wp-content/uploads/2011/11/1999-wilton-lawrence.pdf.

Woollard, J (2014). 'Overcoming the challenges of legacy mines in the Northern Territory', *AusIMM Bulletin*, June, 3:55–56.

World Bank (2007). *Environmental, health and safety guidelines for mining*, International Finance Corporation, World Bank Group, Washington DC.

Wright, J, Conca, JL (2006). 'Remediation of groundwater contaminated with Zn, Pb and Cd using a permeable reactive barrier with Apatite II', in Barnhisel, RI (ed.), *7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (pp. 2514–2527), 26–30 March 2006, St Louis, Missouri, American Society of Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky.

Wunderly, MD, Blowes, DW, Frind, EO, Ptacek, CJ (1996). 'Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: a numerical model', *Water Resources Research*, 32(10):3,173–3,187.

SOCIAL
ECONOMIC
ENVIRONMENTAL