

欧州の地表水中のニッケルに関する環境基準の導出と思考

水政策枠組み指令(WFD、2000/60/EC)は、欧州連合(EU)の内陸地表水、浅海および沿岸水、地下水の保護に関する法的枠組みを定めている。WFDの目標の一つは、2015年までに「良好な状態」を達成するため、EUの地表水および地下水を保護、強化、再生することである。



水域が化学的に良好な状態を達成するためには、WFDの付属書Xの環境基準(EQS)を全て満たさなければならない

WFDの付属書Xは、EUの水生環境に重大なリスクをもたらす物質を特定している。この優先物質をさらに「優先」と「優先有害性」とに分類する。優先物質については、環境基準(EQS)の遵守が「良好な状態」達成の要件である。次に優先有害性物質は、20年以内にその放出、排出、損害を停止または段階的に廃止する対象である。ニッケルおよびニッケル化合物は優先物質であるが、現在のところ優先有害性物質ではない。WFDの付属書Xは、2008年に優先物質に関する娘指令の付属書II(2008/105/EC)によって代替された。優先物質に関する娘指令の付属書Iは、WFDの地表水分類に用いるEQS値の詳細を示している。そしてニッケルおよびニッケル化合物のEQSを定める総合的専門的な基盤がない場合について、内陸その他の地表水におけるニッケルのEQSとして20µg/Lという暫定値を定めている。さらにこの娘指令は(第3条第4項において)、欧州委員会(EC)が技術的科学的進展を調査すべきことを定めており、これには既存化学物

質規制(793/93/EEC)のリスク評価(すなわちニッケルに関する欧州連合リスク評価報告書[EURAR])の完了と、優先物質についての改定を提案する場合にはREACH(EC 1907/2006)に基づく登録が含まれている。2009年後半に、WFD優先物

質の第2回再検討が始まり、現行EQSの優先分類の再検討と新データに基づく現行EQSの改定を行った。この再検討では、優先物質基準に適合する追加物質を特定することも提案された。優先物質に関する娘指令の最近の改訂(2013/39/EU)では、ニッケルに関するEURARの情報を考慮している。こうした再検討の結果、ニッケルの20µg/Lという現行の暫定値は以下の理由に基づき、生物利用可能ニッケル4µg/Lに改定された。

- 優先物質に関する娘指令は、EU RARの結果を考慮に入れることを要求している。
- ニッケルの20µg/Lという値には、(EU RARの知見により裏づけられた)生態学的な妥当性がない。
- 複数の加盟国が、暫定的なニッケルEQSが水生系の保護につながっておらず、再検討が必要だと指摘している。

本ファクトシートは、欧州のすべての淡水に適用されるニッケルの新EQSを導出し施行したプロセスを記述する。

1 ニッケルEQSプロセスに関する序論

水政策枠組み指令(WFD)は環境基準(EQS)について、「水、堆積物、生物相において特定の有害物質または有害物質群が人の健康と環境を保護する上で超えてはならない濃度」と定義している。ほとんどのEQSは周囲環境における制限として導出したものであるが、排出地点における制限、すなわち放出許可として解釈することもある。EQSは長期(慢性)曝露後の悪影響を防ぐために設定する場合(年間平均EQS)と、短期の(急性)間欠的な化学曝露後の悪影響を防ぐために設定する場合(最大許容[容認]濃度)のどちらかである。欧州連合(EU)の場合、年間平均(AA)EQSにはWFDによる地表水分類(コンプライアンス評価)や産業排出の許可(第4項)など複数の用途がある。最大許容濃度(MAC)は化学物質の汚染事故や間欠的放出を調査する際に使用するのが一般的であり、加盟国が日常的に使用しているわけではない。本ファクトシートが取り上げるのはニッケルのAAEQSである。本書でEQSという用語を用いる場合、淡水におけるAAEQSを意味する。こうしたEQSは妥当な毒性データから導出するものであり、しかもEUのすべての地表水で人の健康と環境についての妥当なエンドポイントすべてを保護するものでなければならない。

2 淡水におけるニッケルEQSの導出

2.1 なぜ生物利用能を考慮に入れるのか?

優先物質に関する娘指令は、金属に関するEQSの監視結果を評価する際、以下を考慮に入れることを定めている。

- 金属およびその化合物に関する自然の背景濃度。ただし、そうした背景濃度が当該EQSの遵守を妨げている場合
- 金属の生物利用能に影響を及ぼす硬度、pH、溶解有機炭素、その他の水質パラメータ

生物利用能を考慮に入れることは、淡水の水生環境におけるニッケルの潜在的リスクを評価する上で理論的に最も確かな方法である。生物利用能は、生物学的受容体における金属利用能を決定する様々な物理化学因子の関数である(Drexlerほか、2003年)。このことは事実上、生物利用能が水生生物の実際の金属曝露を反映することを意味する。ニッケルを含む多くの金属では、水生生物に対する悪影響は、生物利用可能なNi²⁺イオン曝露の結果であると考えられる。この点が重要である。これは、水中の総(溶解および非溶解)金属濃度は潜在的な環境リスクにさほど関係していない

ことが以前から確認されているためである(Campbell、1995年。Niyogi と Wood、2004年)。さらに、金属に関する硬度ベースのEQSも生態学的リスクの尺度としては不十分である(オランダ、2004年)。

地表水における潜在的リスクを誤って特定すると、不適切な規制介入を招く可能性がある(環境機関、2009年)。現行EQSに基づいてその後実施する規制措置(すなわちWFDに基づく対策措置プログラム[Programs of Measures])も、生態学的なメリットは限られているにもかかわらず多大な財政負担を強いられる可能性がある。

EU RARの結論は、慢性の生物リガンドモデル(BLM)の開発によって科学的に支持されている¹。このモデルはサイト固有の水の化学特性を考慮に入れ、全ニッケル濃度や溶解ニッケル濃度ではなく、生物利用可能なニッケル濃度に毒性を関係づける。金属EQSの導出と施行にBLMを用いることは、健康環境リスクに関する科学委員会(SCHER)²もEQS技術ガイダンスに対するコメントの中で支持している(欧州委員会、2010年)。ただしSCHERは、規制遵守の枠組みの中で生物利用能を考慮に入れることは、規制の考え方の段階的変化を意味するかもしれないことを認めている。

ニッケルEQSの改定は、慢性BLMを用いる生物利用可能なEQSの開発と施行を欧州レベルの規制の枠組みで初めて実施したということである。

2.2 無影響濃度予測値とEQS

淡水の無影響濃度予測値(PNEC)は、EU RARにおいて複数の生物利用能シナリオについて算出済みである。このシナリオについては[ファクトシート4「水生区画における生物利用能の導入」](#)¹で詳しく説明を行っているが、實際上このシナリオはEU内7か所の水質条件を代表することで、EU全域における物理化学的な水質化学条件の10~90パーセント領域を反映させている。しかしEU RARが用いているPNECは、WFDにおいて導出する最終的なニッケルEQSとは異なる。重要なちがいは、PNECは法的拘束力を持たず、反復的なリスク評価プロセスの一部であること、つまりリスクが特定できれば精緻化が可能だという点である。さらに、リスクを特定できない場合、過度に保守的なPNECはほとんど意味がない。それに対しWFDにおけるEQSは

- 法的拘束力を持つ
- あらゆる状況(EQS技術ガイダンスにおいて、地表水の少なくとも95%を代表するものとして定義)で保護を提供しなければならない
- 基準を超えた場合に値を精緻化することはできないため、過度に厳格ではない

さらに、EU委員会と加盟国は欧州全域で一つの物質に単一のEQS値を定めることを、つまり加盟国全体で複数のEQSがあるのではなく共通のEQSが存在することを希望している。こうした希望があるため、生物利用能のちがいを反映させてサイト固有のEQSを設定することは困難であり、つまり生物利用能に関する修正は「生物利用可能な金属」に対する曝露濃度を標準化することで行わなければならない。

したがってEU RARにおける生物利用能の理解に基づいて共通のニッケルEQSを導出することが必要であるが、基本的にそれは、EUで監視するすべての水域で保護を提供するものとなる。

2.3 WFDにおけるニッケルEQSの導出

EQSは、規制の枠組み内で利用可能なことを保証するため、数値に加えそれ以外の実行要件(Craneほか、2010年)も満たさなければならない。こうした要件には、分析における感度または不確実性、裏づけとなるパラメータについてデータを収集する必要性(たとえば生物利用能の計算を裏づけるために必要なパラメータ)、データ処理(すなわち生物利用能の計算の実施)に関する要件などが考えられる。

EU EQSの技術ガイダンスは、階層的アプローチの採用を提唱している(図1参照)。階層的アプローチでは、優先度の低いサイトを初期の階層で評価から除外できる一方、優先度の高いサイトに対しては集中的な規制上の(および財政上の)努力を費やすことができる。このアプローチの第1階層では生物利用能を明示的に考慮することはなく、共通のEQSを利用し、年間平均の溶解ニッケル濃度とそれを比較する。サイトが、共通EQSに基づく遵守評価に合格できなかった場合、遵守について何らかの決定を下す前にさらにサイトに関する評価を行う。

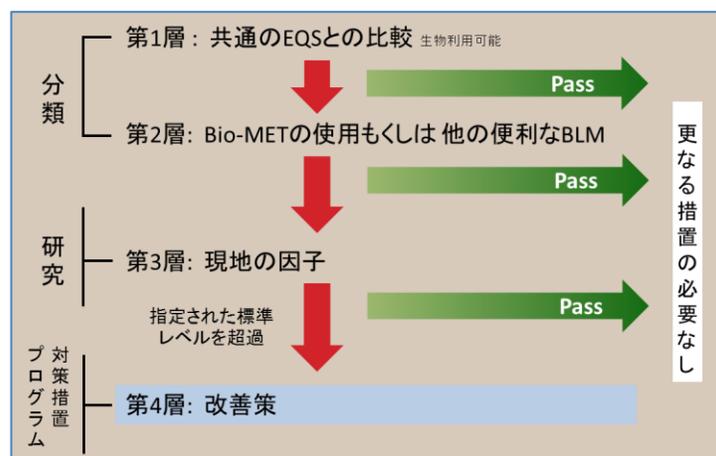


図1: 生物学的利用態評価の実行への段階的アプローチ

ECは共通のEQSについて、適用地域で観察されるであろう最高の生物利用能という条件を反映させて設定することを勧告している(欧州委員会、2010年)。ニッケルの場合、pHが比較的高く、硬度が低く、溶解有機炭素(DOC)が少ない水域で、生物利用能が高い条件が観測されることが多い。

EUの水域でニッケルに関する共通EQSを決定するためには、EUにおける最高の生物利用能を反映した条件、すなわちHC₅値が最低となる条件を特定する必要がある³。EURARでは、生物利用能が最高のシナリオはイタリアのモナーテ湖である。モナーテ湖のHC₅は7.2µg/Lである(pH 7.7、カルシウム48mg/L、DOC 2.5mg/L)。表1は、イギリス、フランス、オーストリア、スペイン、エルベ、スウェーデン、ワロン(ベルギー)における地域のデータセットに基づいた欧州のその他の淡水シナリオにおけるニッケルPNECを報告したものである。

データセット及び現場 もしくはサンプル数	PNECs (µg/L)の 10番目のパーセンタイル	PNECs (µg/L)の 5番目のパーセンタイル
イギリス [*] n=184	6.62	5.86
フランス n=249 [#]	5.28	4.62
オーストリア n=1553 [#]	4.34	3.70
スペイン n=48 [^]	7.34	7.32
エルベ川 n=294 [^]	8.22	7.46
スウェーデン n=3997 [#]	11.20	10.08
ワロン n=559 [^]	6.36	5.82
全てのデータ n=6885	6.58	5.20

*このデータセットは水域のニッケル濃度の年間平均に関するもの
これらのデータは加盟国及びEIONETより直接入手したもの
^ これらのデータはEURARで使用されたものと同じもの

表1: 便利なNiBLMを使用して計算したEU加盟国におけるニッケルの淡水の無影響濃度予測値の5番目及び10番目のパーセンタイル(µg/L)(ニッケルEQS関連書類より、草案2010)⁴

表1で報告したPNECはHC₅値の評価係数が1である点に注意が必要である。この係数値は、修正娘指令(2013/39/EU)が提案したニッケルEQSについても同じである。この点はEURARからの変更点であり、EURARでは現場またはメソコソムのデータがない場合、新規/既存物質技術委員会(TCNES)が、評価に不確実性が残ることを考慮してEURARでのPNEC導出プロセスでは2のAFを用いることを提案している。ただしEURARの完成後、メソコソムのデータ(Hommenほか、2011年)と現場のデータ(Petersほか、2013年)が発表され、それを加盟国の専門家およびEU環境総局が判断し、1のAFが容認できるレベルまで不確実性が低下した。

表1で報告したサイト固有PNECの度数分布における5パーセンタイルの最低値はおおよそ4µg/L(pH 8.2、DOC 2mg/L、Ca 40mg/L)である。したがって修正娘指令で最終決定したように、共通EQSを4µg/Lに設定することは、EUに存在すると考えられるほとんどの条件において遵守評価の第1階層が適切な保護を提供できることを保証するものである。

ニッケルの共有EQSは、「生物利用可能なニッケル」(すなわち共通EQS_{bioavailable})として表す。共通EQS_{bioavailable}という用語を利用することは、化学品の特定の形態(または種)に基づいてEQSを定義することと事実上同じである。共通EQS_{bioavailable}を利用できるのは、少なくとも複数の階層で生物利用能を考慮している階層的アプローチのみである。生物利用能を考慮に入れることなくニッケルの共通EQS_{bioavailable}を単一の可否基準に用いることは(すなわち測定した溶解金属すべてが生物利用可能だと仮定することは)多くのサイトをリスクがあると誤って特定することにつながる(図1)。

3 生物利用能の施行方法

ニッケルに関する単一の共通EQS_{bioavailable}を導出することは、単一のEQSを求めるEU加盟国の必要性を満たすことになる。しかしEQSを施行するためには、生物利用能係数(BioF)を用いて、のちの評価階層で生物利用能を標準化することが必要である。BioFは、共通EQS_{bioavailable}を現地のEQSで除して求める。

3.1 生物利用能を施行するための階層的アプローチ

ニッケルのEQS_{bioavailable}を施行するための階層的アプローチをデンマークEPAが提案している(図1)。このアプローチの第1階層を項目2.3で説明した。第1階層で行うのは、サイトで監視した年間平均の溶解ニッケル濃度をニッケルの共通EQS_{bioavailable}と直接比較し、それを考慮することだけである。

第2階層では生物利用能ツール**bio-met**または類似のユーザーが利用しやすいNiBLMツールを用いて生物利用能を標準化する(項目3.2および7を参照)⁵。生物利用能ツール**bio-met**はサイトの「生物利用可能なニッケル」濃度を計算し、その値をEQS_{bioavailable}と比較する。生物利用可能なニッケルの濃度がEQS_{bioavailable}を超えたサンプルは第3階層に進む。

第3階層では、ニッケルリスクに影響を及ぼす可能性がある現地の因子を考慮する。こうした因子には、ニッケルの周囲背景濃度(ABC)の利用も含まれる。ABCを考慮するのは、生物利用能を標準化したあとでなければならぬ。そのほか考慮の可能性がある現地の因子には以下がある。

- 改善したサイト固有の水質化学データの収集
- 完全なNiBLMの利用
- 現地の生態学的データの評価により、生物学的影響の大きさを判定する
- EQSに合格できず、サイト(すなわち水域)が「化学的に良好な状態」に到達しないことが明らかになれば、第4階層に進む。そこでは状況を改善するための措置プログラムが必要となる。

3.2 ユーザーに利用しやすいNiBLMのBIO/MET

ニッケルの慢性生物リガンドモデル(NiBLM)は精緻化されており、淡水におけるニッケルの慢性生体毒性の解明が最も進んでいる(ファクトシート4、項目6、BLMソフトウェア)¹。しかし出力を解釈するにはデータ入力に関する要件

と専門技能が必要であるため、NiBLM は日常的な規制用途においては複雑過ぎかつ資源集約的過ぎる。

そこで規制用途での利用を容易にするため、ユーザーに利用しやすい NiBLM バージョンが開発された。それが生物利用能ツール *bio-met* であり、*bio-met* は NiBLM に基づいているものの、必要とするデータは 3 個の物理化学的入力パラメータ、すなわち DOC、カルシウム、pH のみである。この 3 個のパラメータは、NiBLM による HC₅ 予測に決定的な影響を及ぼすパラメータであることがわかっている。生物利用能ツール *bio-met* は、DOC、カルシウム、pH を変化させながらそれ以外の入力パラメータを固定して 700 回近い NiBLM の HC₅ 予測を行うことで開発したものである。

生物利用能ツール *bio-met* は多金属を扱うことができ、銅や亜鉛についても生物利用可能な金属の濃度を計算することができる。⁵ bio-met.net にはそれ以外に以下の資源がある⁵

- 金属の生物利用能に関する総合的な情報基盤と、規制に関する金属リスク評価でのその利用法。ここには、生物

利用能ツール *bio-met* の開発と妥当性確認に関する情報も含まれる。

- 水生環境における金属リスクの管理において、生物利用能に基づく複数のアプローチの適用を実証した一連のケーススタディ

生物利用能ツール *bio-met* はオンラインのアプリケーションとしても入手可能であり、つまりそれは生物利用能の計算が、企業の IT に関する制約、ソフトウェアのバージョン、個々のコンピュータの処理能力などにかかわらず実行できることを意味している。

生物利用能ツール *bio-met* と NiBLM との性能比較が、幅広い水質化学条件を含むイギリスとオランダのデータを用いて行われている。生物利用能ツール *bio-met* は、NiBLM と比較するとやや予防的な(過度に保護的な)予測を行う(図 2)。これは生物利用能ツール *bio-met* がもともと NiBLM よりも保守的に機能するように設計されているためであり、これは第 2 階層の評価にとってそれが適切だからである。

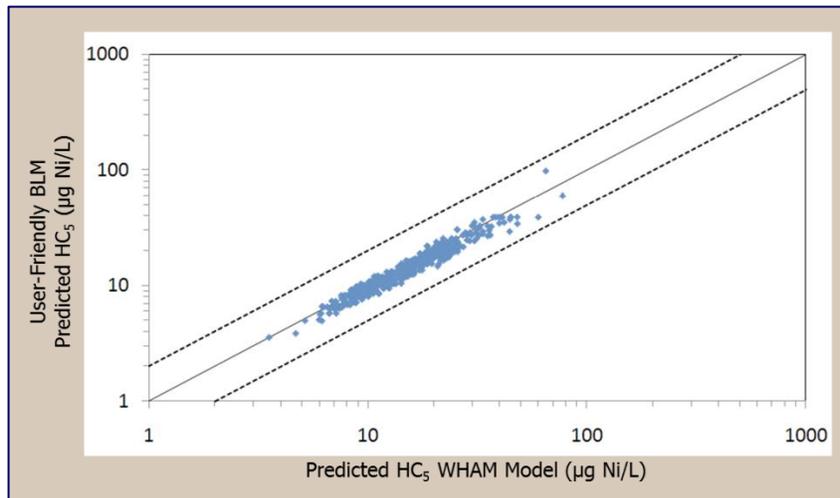


図 2: NiBLM HC₅ 予測 (WHAM モデル) 対 *Bio-met* 生物学的利用能ツールよりの HC₅ 予測。
2.実線は 1:1 関係で、点線は 2 つの要因が基となっている。

図 3: 便利な NiBLM の *Bio-met* 生物学的利用能ツールのデータ入力画面

入力、出力、解釈

生物利用能ツール *bio-met* は使いやすさ重視の設計である。完全な使用説明は bio-met.net のウェブサイトに記載されている⁵。

サイトの pH、カルシウム濃度、DOC 濃度のデータを生物利用能ツール *bio-met* に入力すると、*bio-met* は対応する溶解ニッケル濃度なしでも現地のニッケル EQS ^{bioavailable} および対応する BioF を報告する(図 3)。

生物利用能ツール *bio-met* に溶解ニッケルデータを追加すると、生物利用可能ニッケル濃度とそれに対応するリスク判定比(RCR)を算出する。このリスク判定比はリスク比率と呼ばれることもあり、生物利用可能ニッケル濃度を EQS ^{bioavailable} で除して求められる。その値が 1 と等しい、または 1 より大きい場合、潜在的リスクを示す(したがって第 3 階層に進む)。

生物利用能ツール *bio-met* は二つの方法で利用可能である。

- EQS ^{bioavailable} との直接比較のため、監視データから生物利用可能な金属の濃度を算出する r
- サイト固有の EQS ^{dissolved} を算出する(溶解金属監視データをサイト固有の EQS ^{dissolved} と比較する)

生物利用能ツール *bio-met* は NiBLM と同じ確認済みの境界条件範囲内で機能するものであり、EU RAR 以降により多くの生体毒性データが利用可能になったためにその範囲が修正された(すなわち pH 6.5~8.7、カルシウム 3.8~88mg/L、DOC 0~20mg/L)。

入力データがない?

EU 加盟国のすべてが DOC を測定しているわけではない。しかし近年、加盟国の多くは監視プログラムを開始した。そのため生物利用能の評価が必要であるものの、生物利用能ツール *bio-met* の裏づけに必要なパラメータのデータが入手できないという状況が起こり得る。この点は、生物利用能ベースのアプローチを実行する上で重大な障害である。

場合によってはサイト固有の監視データに代わるデータが入手できることもあるが、そうしたデータを用いて計算した結果には慎重な解釈が必要である。たとえば DOC の「デフォルト」値を過去の監視データから推定した場合(環境機関、2009 年)や、溶解鉄濃度および全鉄濃度から予測した場合(Peters ほか、2011 年 a)、UV 吸収から予測した場合(Tipping ほか、2009 年)がそれに当たる。

入力データの代用のほか、規制者から頑健なデータが得られる場合もある。たとえばオーストリア⁶、スウェーデン⁷、フランス⁸ のデータはそれぞれのウェブサイトから入手可能である。正確なサイト固有データがどの場所でも必要かを判断するため、こうしたデータを用いてターゲットを絞った生物利用能評価を行うことが可能である。もしも水の硬度データだけが入手できるのであれば、欧州地表水を用いて確認した関係に基づきそれをカルシウム濃度に変換することができる(Peters ほか、2011 年 b)。

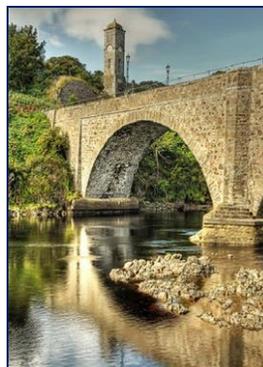
4 以上のことは何を意味し、この EQS をどのように使えばいいか?

EQS の主要な二つの用途は遵守評価と許認可である。遵守評価の場合、サイトにおける「生物利用可能なニッケル」の算術平均濃度を EQS ^{bioavailable} と比較する。加盟国の中には EQS の「障害の信頼度(confidence of failure)」も評価し、結果としてもたらされる規制上の判断に統計的確実性を与えようとするところもある(ISO/WD 5667-20)。ただし加盟国の多くはそこまでは考えておらず、EQS を規制者が課す法的に拘束力を持った制限として扱う意向である。

WFD においては、ニッケルに関する EQS の遵守は化学的状態の 1 要素である。ニッケルの EQS を超過していれば、その水域は、水域で測定した生態学的品質やそれ以外の優先物質の濃度にかかわらず「良好な状態」を達成していない分類になり、欧州委員会に報告される。これが「1 要素がアウトであれば全体がアウト」の原則として知られる原則である。

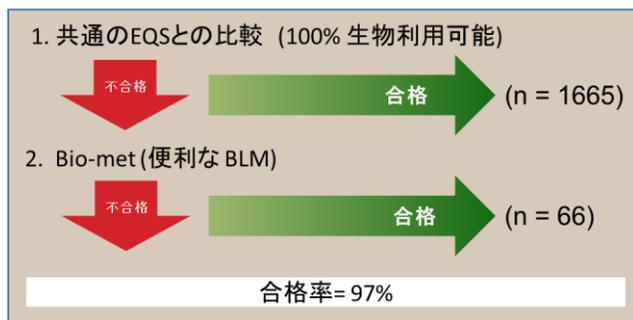
新 EQS を考慮に入れた許認可の改定はニッケルの生産者や下流の利用者に多大な影響を及ぼすはずである。許認可は、流出物が流入する水域において(混合域を十分に考慮した上で)EQS を超過しないように設定するのが一般的である。これは、貯水池や水域に複数の排出者がいる場合、それぞれの排出者が EQS の割合についてしか寄与が認められない場合もあり得ることを意味している。さらに既存の背景レベルを考慮することもある。当局によっては、流入する側の水域の EQS の 10 分の 1 を超えないという基準に基づき排出の許認可または同意を出すところもあるかもしれない。

しかし EQS の用途すべてが WFD に関係しているわけではなく、「地域限定の」例は数多くあり、そこではサイトの優先順位づけと有害性評価を、規制者が資源のターゲットを絞るために遂行する場合があります(たとえば環境機関、2011 年)。

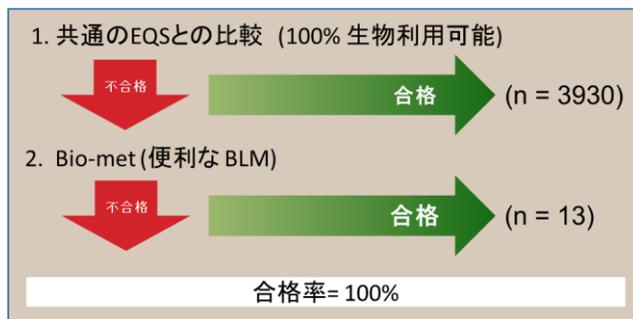


5 施行の例

物理化学的特性が対照的な水域において、ニッケルの EQS bioavailable によって遵守評価を行った例を図 4 に示す。図 4a は、オーストリア 6 の 76 河川で採取した 1779 サンプルの監視データを階層的アプローチにより評価したものである。現地の問題を考慮する第 3 階層に進んだサンプルは 3%に過ぎなかった。オーストリアの水はこれまで、比較的に低 DOC、高 pH、低硬度であることから、ニッケル曝露に対して感度が高いと見なされていた。図 4b はスウェーデンの 49 水域の 3942 サンプル(スウェーデン化学物質庁提供)を評価したものである。第 1 階層で EQS bioavailable を超過したサンプルは 1%未満であった。さらに第 2 階層でニッケルの生物利用能を考慮に入れた場合、EQS を超過するサイトは一つもなかった。スウェーデンの水域の多くは比較的に高 DOC で低硬度、低 pH であり、こうした条件はニッケルの生物利用能が低いことを表している。



a) オーストリア



b) スウェーデン

図 4: オーストリア(a)(1779 を開始値とする)及びスウェーデン(b)(3972 を開始値とする)のモニタリング・データより遵守評価を示している例

河川への排出に関する許認可および同意は、潜在的な有害物質が河川流域または貯水池の全体に流入する総量を制御するために行う場合が多い。地表水に排水を放出する水処理場は、どこも同意を得た上で放出している。下水に対する産業排水も同じプロセスで規制されている。すなわち水道会社が、自社の水処理工場に対する企業からの流入水を規制することにより、許可を得た主要な放出について変化が生じるにしても、その変化を規制範囲内にとどめる必要がある。具体的な方法は国や地方によって異なるであろうが、複数の一般原則によってどの方法も比較的一貫しているはずであり、どの場合も制限の設定に EQS を利用していることがほとんどであろう。

例えば pH 7.3、平均 DOC 濃度 3.9mg/L、平均カルシウム濃度 8mg/L の河川に対するニッケル含有排水について放出同意基準を設定するには、以下のプロセスが考えられる。このサイトの場合、サイト固有の EQS dissolved は溶解ニッケル ≒ 11µg/L であり、溶解ニッケル濃度を生物利用可能ニッケル濃度に変換するための BioF 値は 0.37 である。放出 1 回につき受け入れ水域に EQS の 10 分の 1 が許可できる場合、当該の放出による受け入れ水域のニッケル最大許容濃度は、溶解ニッケル 1.1µg/L である。

従って放出における許容濃度は、排水の流量および河川の流量を、当該放出を受け入れる河川のニッケル許容濃度に組み合わせることで算出できる。サイトからの排水放出量が 2886m³/日であり、受け入れ河川の流量が 12,441,600m³/日である場合、この放出におけるニッケルの許容濃度は以下により算出できる。

$$C_{\text{discharge}} \times V_{\text{discharge}} = C_{\text{receiving water}} \times (V_{\text{receiving water}} + V_{\text{discharge}})$$

$C_{\text{discharge}}$ は放出における許容濃度(mg/L)、 $V_{\text{discharge}}$ は放出の体積流量(m³/日)、 $C_{\text{receiving water}}$ は当該放出を受け入れる河川の許容ニッケル濃度(mg/L)、 $V_{\text{receiving water}}$ は受け入れ河川の体積流量(m³/日)とすると

$$C_{\text{discharge}} = C_{\text{receiving water}} \times \frac{(V_{\text{receiving water}} + V_{\text{discharge}})}{V_{\text{discharge}}}$$

$$C_{\text{discharge}} = 0.0011 \text{ mg/L} \times \frac{(12,441,660 \text{ m}^3/\text{d} + 2,886 \text{ m}^3/\text{d})}{2,886 \text{ m}^3/\text{d}}$$

$$C_{\text{discharge}} = 4.7 \text{ mg Ni/L}$$

この方法で算出した放出における濃度は溶解濃度であるが、場合によって放出における許容濃度を全ニッケル濃度で表すこともある。

6 要約

加盟国にとって EQS の改定は WFD 関連の多くの活動(たとえば地表水の分類)に大きな影響を及ぼす。規制に関して生物利用能を考慮に入れることにより、証拠に依拠した方法で遵守を評価し、さらに重要なこととして、潜在的风险のあるサイトの優先順位づけを行うことができる。ただしこれは規制者にとって新しい作業方法である。

ニッケル放出者に対する許認可は、ニッケル EQS が現行値の 20µg/L から改定されれば必然的に変化する。しかし EQS をどのように計算するか、改定を行う時間枠、さらに重要なこととして、ニッケル生産者と下流利用者に対する影響はどのようになるのかの点で、加盟国間による差が存在する。

7 次に何を行う？

加盟国と利害関係者の多くにとって、生物利用能アプローチを採用することは、主に硬度ベースの EQS を用いていた従来の金属に対する対応方法に比べ大きな挑戦である。関心を持つ加盟国では作業グループを編成し、金属に対する生物利用能ベースのアプローチを実行する上での実用ガイダンスの草案作りを行っている。こうしたガイダンスは、

遵守評価および分類を行う方法を提供する上で十分な具体性と実用性を持たなければならない。EQS^{bioavailable}を利用して排水放出者に対して許認可を行うことはなお課題の多い取り組みであり、現在、イギリスの規制当局はあるプロジェクトでこの問題を検討中であり、プロジェクトの完了は2013年秋の予定である。

8 ニッケル EU リスクアセスメント文献のリンク

8.1 EU 文献

The Water Framework Directive (2000/60/EC). Available at (last accessed January 2014):

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:EN:PDF>

The Daughter Directive (2008/105/EC). Available at (last accessed January 2014):

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF>

The amended Daughter Directive (2013/39/EU). Available at (last accessed January 2014):

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:EN:PDF>

The technical specifications for chemical analysis and monitoring of water status [The so-called QA/QC Directive (2009/90/EC)]. Available at (last accessed January 2014):

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:201:0036:0038:EN:PDF>

8.2 技術資料

European Bioavailability Workshop Documents, June 2011. Available at (last accessed January 2014):

<http://bio-met.net/eu-member-state-workshop-on-metal-bioavailability-and-the-wfd/>

9 参考文献

Campbell, P. G. C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique of the free-ion activity model. In: Tessier, A.; Turner, D. R. Eds. Metals Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp 45-102.

Crane, M.; Matthiessen, P.; Maycock, D. S.; Merrington, G.; Whitehouse, P. 2010. Derivation and Use of Environmental Quality and Human Health Standards for Chemical Substances in Water and Soil. CRC Press, Boca Raton, FL.

Drexler, J.; Fisher, N.; Henningsen, G.; Lanno, R.; Mcgreer, J.; Sappington, K. G. 2003. Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. U.S EPA Risk Assessment Forum, Washington.

Environment Agency. 2009. Using biotic ligand models to help implement environmental quality standards for metals under the Water Framework Directive. Science Report SC080021/SR7b, Environment Agency, Bristol, UK.

Environment Agency. 2011. Ecological indicators for abandoned mines. Science Report SC090024/2, Environment Agency, Bristol, UK.

European Commission (EC) 2010. Chemicals and the Water Framework Directive: Technical guidance for deriving environmental quality standards. JRC, Ispra, Italy.

Hommen, U.; Knopf, B.; Rüdell, H.; Schäfers, C. 2011. Community level study with nickel in aquatic microcosms. Final report. Prepared for the Nickel Producers Environmental Research Association, Durham, NC, USA.

ISO/WD 5667-20. 2005. Water quality—Sampling—Part 20: Guidance on the use of sample data for decision making—compliance with limit values and classification. British Standards Publications, London, UK.

Lepper, P. 2005. Manual on the methodological framework to derive environmental quality standards for priority substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Schmallenberg (DE): Fraunhofer-Institute of Molecular Biology and Applied Ecology.

Niyogi, S.; Wood, C. M. 2004. Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metal. Environ. Sci. Technol. 38: 6177-6192.

Peters, A.; Crane, M.; Adams, W. 2011a. Effects of iron on benthic macroinvertebrate communities in the field. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 86: 591-595.

Peters, A.; Merrington, G.; De Schampelaere, K.; Delbeke, K. 2011b. Regulatory consideration of bioavailability for metals: Simplification of input parameters for the chronic copper biotic ligand model. Integr. Environ. Assess. Manage. 7: 437-444.

Peters, A.; Simpson, P.; Merrington, G.; Schlekot, C.; Rogevich-Garman, E. 2013. Assessment of the effects of nickel on benthic macroinvertebrates in the field. Environ. Sci. Pollut. Res. DOI 10.1007/s11356-013-1851-2.

The Netherlands. 2004. European Union risk assessment report on zinc metal, zinc(II) chloride, zinc sulphate, zinc distearate, zinc oxide, trizinc bis(orthophosphate). Prepared by The Netherlands, RIVM, on behalf of the European Union.

Tipping, E.; Corbishley, H.; Koprivnjak, J.; Lapworth, D.; Miller, M.; Vincent, C.; Hamilton-Taylor, J. 2009. Quantification of natural DOM from UV absorption at two wavelengths. Environ. Chem. 6: 472-476.

1 <http://www.nipera.org/en/EnvironmentalScience/FS4-BioavailabilityAquaticCompartment.aspx> (last accessed January 2014)

2 http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/environmental_risks/docs/scher_o_127.pdf (last accessed January 2014)

3 As discussed in [Fact Sheet 1](#),^{*} the PNEC is calculated as $PNEC = HC_5/AF$, where:

HC_5 = hazard concentration at the 5th percentile of the Special Sensitivity Distribution and
 AF = Assessment Factor.

The EQS is equivalent to the HC_5 .

* <http://www.nipera.org/en/EnvironmentalScience/FS1-FreshwaterEffects.aspx> (last accessed January 2014)

4 The 2010 Draft Nickel EQS Dossiers are available on request from NIPERA (see last page for NIPERA's contact information).

5 The user-friendly NiBLM is incorporated into the multi-metal bioavailability tool available at <http://bio-met.net> (last accessed January 2014).

6 <http://wisa.lebensministerium.at/> (last accessed January 2014)

7 http://www3.ivl.se/miljo/db/IVL_screening_registersida.htm (last accessed January 2014)

8 <http://www.eionet.europa.eu/> (last accessed January 2014)

EUにおけるニッケルの 環境リスクアセスメントについての ファクトシート

これは、水枠組み指令(WFD, 2000/60/EC)に従ったニッケル環境基準を扱うファクトシートの特別号である。ファクトシートは、主な技術情報の要約や導入への助言を提供によることで、読者に複雑な環境問題及びニッケルに関連したコンセプトへの理解を手助けすることを意図している。

NiPEPA は、ここで論じられたコンセプト及びアプローチに関する質問を歓迎します。お問い合わせは下記にお願いします。

NiPERA, Inc.
2525 Meridian Parkway, Suite 240
Durham, NC 27713, USA
Telephone: 1-919-595-1950

Chris Schlekot, Ph.D., DABT
cschlekat@nipera.org

Emily Rogevich Garman, Ph.D.
egarman@nipera.org

このファクトシートは
wca environment limited の Graham Merrington
と Peter Simpson によって作成された
連絡先 : Brunel House, Volunteer Way, Faringdon,
Oxfordshire, SN7 7YR, United Kingdom.
graham.merrington@wca-environment.com
peter.simpson@wca-environment.com