



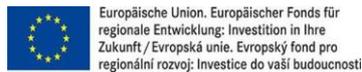
# Fließgewässerorganismen und Eisen

Schriftenreihe, Heft 35/2014



# Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässer- organismen durch Eisen am Beispiel der Lausitzer Braunkohlenfolgelandschaft

Rainer Kruspe, Jürgen Neumann, Michael Opitz,  
Susanne Theiss, Wilfried Uhlmann, Kai Zimmermann



<b>1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>Chemie des Eisens im Grund- und Oberflächenwasser .....</b>	<b>10</b>
<b>4</b>	<b>Die Eisenbelastung der Fließgewässer in der Bergbauregion Lausitz.....</b>	<b>26</b>
4.1	Historische Situation der Eisenbelastung von Fließgewässern in der Lausitz vor dem Braunkohlenbergbau .....	26
4.2	Folgen des Braunkohlenbergbaus auf Grund- und Oberflächenwasser in der Lausitz.....	27
4.3	Rechtliche Bedingungen für die Einleitung von Bergbaufolgese- und Sumpfungswasser in die Vorflut.....	32
4.4	Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs .....	35
4.5	Quellen und Potenziale der Eisenbelastung in den Fließgewässern .....	39
4.6	Klassifizierung der Belastungsquellen .....	44
4.6.1	Klassifizierung nach Eisenbelastung .....	44
4.6.2	Flussgebietsbezogene Analyse .....	47
<b>5</b>	<b>Rechtliche Grundlagen für den Umgang mit erhöhten Eisenkonzentrationen .....</b>	<b>47</b>
5.1	EU-Recht und Richtlinien einzelner Staaten.....	47
5.2	Nationale Richtlinien bzw. Gesetze und Verordnungen.....	49
5.3	Richtlinien der Bundesländer und untergeordneten Verwaltungsebenen .....	50
<b>6</b>	<b>Auswirkungen hoher Eisenkonzentration auf die Biologie .....</b>	<b>51</b>
6.1	Allgemeine Auswirkungen .....	51
6.2	Auswirkungen auf Gewässerflora (Makrophyten, Phytobenthos, Phytoplankton) .....	55
6.3	Auswirkungen auf Makrozoobenthos (Wirbellose) .....	57
6.4	Auswirkungen auf die Fischfauna.....	59
<b>7</b>	<b>Ergebnisse der statistischen Analyse .....</b>	<b>61</b>
7.1	Aufbereitung der verfügbaren Daten .....	61
7.2	Auswahl geeigneter statistischer Verfahren für das Auffinden von Zusammenhängen .....	63
7.3	Ergebnisse der statistischen Analyse .....	68
7.3.1	Überblick über den Gewässerchemismus der Fließgewässer in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg .....	68
7.3.2	Fazit der multivariaten statistischen Analyse zur Wirkung von Eisen auf Fließgewässerbiozöten .....	70
<b>8</b>	<b>Ableitung von Effektkonzentrationen .....</b>	<b>73</b>
8.1	Methodik.....	73
8.2	Ermittlung sensibler Taxa („Indikatoren“) für die jeweiligen biologischen Komponenten nach EU-WRRL.....	79
8.3	Ableitung von Grundlagen für Schwellen- oder Grenzwerte.....	82
	<b>Literatur.....</b>	<b>84</b>

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	pH-abhängige Zustandsformen von Eisen(II), Eisen(III) und Kohlensäure, so genannte Spezierungsdiagramme, berechnet mit dem Standard-Datensatz in PHREEQC (PARKHURST & APPELO 1999).....	12
Abbildung 2:	Phasendiagramm für das Fe-CO <sub>2</sub> -H <sub>2</sub> O-System in den pH-pe-Koordinaten mit TIC = 1 mmol/L und Fe = 0,01 mmol/L (aus STUMM & MORGAN, nach SIGG & STUMM 1996) .....	13
Abbildung 3:	Phasendiagramm der festen Eisenverbindungen in bergbaulich beeinflussten Wässern .....	14
Abbildung 4:	Kennzeichnung von Grundwasser hinsichtlich der Versauerungsneigung.....	14
Abbildung 5:	Durch Eisen(III)mikroflocken verursachte Wassertrübe im Neutralbereich mit pH ≈ 7,2 und ca. 5 mg/L Eisen-gesamt (Spree bei Spreewitz, September 2009) .....	16
Abbildung 6:	Mineralbildungen (Schwertmannit) durch Eisen(III)ausfällungen in einem stark sauren Wasser mit pH = 2,9 und ca. 70 mg/L Eisen-gelöst bei guter Transparenz (Wudritz/Ottergraben, Mai 2003) .....	16
Abbildung 7:	Fortschritt der Eisenoxidation in der Schrake unterhalb des ehemaligen Inselbetriebs am Restloch 12 in Abhängigkeit von der Fließzeit, Quelle: IWB (2003) .....	18
Abbildung 8:	Zeit der Eisenoxidation bei verschiedenen Eingangskonzentrationen und einer mittleren Reaktionskonstante von 0,2 1/h bis zum Erreichen eines Grenzwertes von 1 mg/L .....	19
Abbildung 9:	Geschwindigkeit der anorganischen Eisen(II)oxidation durch Sauerstoff im Bereich pH < 6; Daten von SINGER und STUMM, Science 167, 1121 (1970), aus SIGG & STUMM (1996).....	19
Abbildung 10:	Anlagerung von Eisenhydroxidflocken an Makrophyten in einem neutralen Gewässer (Versuchsanlage zur naturräumlichen Eisenfällung in Schönau-Berzdorf, Foto: UHLMANN [2000]) .....	20
Abbildung 11:	Tagesgang der Eisenkonzentration durch Veränderung der Lichtintensität am Vesdresee in Belgien bei pH ≈ 4,1 bis 4,5 und einer Wassertemperatur von +7 °C (COLIENNE, Oceanogr. 83[1983], aus SIGG & STUMM [1996]).....	22
Abbildung 12:	Chemisches Modell der Oberflächenkomplexierung an Eisenhydroxidschlämmen (UHLMANN et al. 2007).....	23
Abbildung 13:	Eisenhydroxidschlamm aus der Grubenwasserbehandlungsanlage Kringelsdorf nach ca. anderthalb Jahren Standzeit (aus IWB 2009) .....	24
Abbildung 14:	Physikalische, chemische und biologische Prozesse des Eisens in Oberflächengewässern und ihren Sedimenten.....	25
Abbildung 15:	Entwicklung der Eisenkonzentration in der Kleinen Spree (oben: Gütemessstelle F2210 in Spreewitz) und in der Spree (Mitte: Gütemessstelle 2140 in Zerre; unten: Gütemessstelle 20.923 in Spremberg).....	37
Abbildung 16:	Entwicklung der Sulfatkonzentration in der Kleinen Spree (oben: Gütemessstelle F2210 in Spreewitz) und in der Spree (Mitte: Gütemessstelle 2140 in Zerre; unten: Gütemessstelle 20.923 in Spremberg).....	38
Abbildung 17:	Momentaufnahme der Eisenbelastung der Kleinen Spree zwischen Burghammer und Mündung sowie der Spree zwischen Spreewitz und Spremberg-Wilhelmsthal, aus IWB (2011) .....	41
Abbildung 18:	Momentaufnahme des pH-Wertes und der Alkalinität in der Kleinen Spree zwischen Burghammer und Mündung sowie in der Spree zwischen Spreewitz und Spremberg-Wilhelmsthal, aus IWB (2011) .....	43
Abbildung 19:	Summenhäufigkeit der Mittelwerte und der 90-Perzentile der Eisen-gesamt-Konzentration aller relevanten Messstellen und Gruppierung der Messstellen nach Art der Belastung .....	45
Abbildung 20:	Zusammenhang zwischen dem Mittelwert und der 90-Perzentil der Eisen-gesamt-Konzentration aller Messstellen .....	46
Abbildung 21:	Summenhäufigkeit der Mittelwerte und der 90-Perzentile der Eisen-gesamt-Konzentration aller relevanten Messstellen und Bewertung der Belastungsstärke .....	46
Abbildung 22:	Ausschnitt aus einer Datenmatrix aus Messstellenjahren und zugehörigen relativen Abundanzen von Makrozoobenthosorganismen .....	65
Abbildung 23:	Ausschnitt aus einer trigonalen Ähnlichkeitsmatrix nach paarweiser Berechnung des Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizienten auf Basis der Struktur der Organismengemeinschaften.....	65
Abbildung 24:	Prinzip des Bio-Env-Verfahrens zur Identifizierung von Umweltvariablen, die strukturbestimmend für Organismengemeinschaften in Fließgewässern sind (Abbildung aus CLARKE & WARWICK 2001).....	66

Abbildung 25:	Darstellung der Taxazahl einer Organismengruppe in Abhängigkeit von der Fe-Belastung. Eingezeichnet ist die Hüllkurve als Regression über die Taxazahlmaxima in den jeweiligen Fe-Konzentrationsklassen 0-1 mg/l, 1-2 mg/l, usw. ....	67
Abbildung 26:	Probit-Regression der Fe-beeinflussten Taxazahl (siehe Abbildung 25) zur Berechnung eines Grenzwertes der Eisenbelastung .....	67
Abbildung 27:	Ordination einer PCA mit den Daten zum Gewässerchemismus von 2.316 Messstellenjahren von Fließgewässern Sachsens, Sachsen-Anhalts und Brandenburgs. Die Pfeile an den Hauptkomponentenachsen PC1 und PC2 stellen die gewässerökologische Interpretation des PCA-Ergebnisses dar. ....	68
Abbildung 28:	Faktorladungen der ersten 5 Hauptkomponenten der PCA mit den Daten zum Gewässerchemismus der Fließgewässer Sachsens, Sachsen-Anhalts und Brandenburgs.....	69
Abbildung 29:	Eigenwerte der ersten 5 Hauptkomponenten der PCA mit den Daten zum Gewässerchemismus der Fließgewässer Sachsens, Sachsen-Anhalts und Brandenburgs.....	70
Abbildung 30:	Darstellung der Messwerte von Fe-ges. und Fe-gel. in Abhängigkeit vom pH-Wert in der fließenden Welle (rechts: vergrößerter Ausschnitt der linken Abbildung) .....	70
Abbildung 31:	Oben: MDS-Ordination der Makrozoobenthosgemeinschaften Fließgewässertyp 14 (siehe Bild 65). Eingezeichnet ist der Transekt in Richtung des Fe-Gradienten im Datenkollektiv der MZB-Gemeinschaften. Unten links: Entwicklung der Fe-Konzentrationen und MZB-Taxazahlen im angenommenen Fe-Gradienten. Unten rechts: Darstellung derselben Daten MZB-Taxazahlen vs. Fe-Konzentrationen aus dem Fe-Gradienten mit zugehöriger Hüllkurve .....	72
Abbildung 32:	Taxazahl der Coleoptera in den Proben gegenüber der Eisenkonzentration - Proben mit auffällig hohen Taxazahlen wurden markiert .....	73
Abbildung 33:	Darstellung der absoluten Werte mit 99 %-Perzentil - markierte Werte repräsentieren Messstellen mit Organismendrift, die nicht in die Bewertung einbezogen wurden.....	75
Abbildung 34:	Darstellung der relativen Werte mit Hüllkurve und ermittelten Effektkonzentrationen.....	75
Abbildung 35:	Darstellung der Effektkonzentrationen für alle Gewässertypen und Gesamteisen.....	77
Abbildung 36:	Darstellung der Effektkonzentrationen für einzelne Gewässertypen und Gesamteisen .....	78
Abbildung 37:	Eisentoleranz ausgewählter Klassen des Makrozoobenthos (MZB) - gewichtete Mittelwerte der Eisenkonzentration am Fundort - aufsteigend nach Gesamteisen sortiert .....	81

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Typische Molekulargewichte und Anzahl funktioneller Gruppen für Humin- und Fulvinsäuren, nach BUFFLE (1988), aus SIGG & STUMM (1996).....	21
Tabelle 2:	Typische Muster der Kippenwasserbeschaffenheit im Lausitzer Braunkohlenrevier .....	30
Tabelle 3:	Typische Muster der Grundwasserbeschaffenheit im gewachsenen Grundwasserleiter des Lausitzer Braunkohlenreviers .....	31
Tabelle 4:	Grubenwasserbehandlungs- und Grubenwasserreinigungsanlagen des Braunkohlenbergbaus in Sachsen	31
Tabelle 5:	Wasserrechtliche Grenzwerte für Sumpfungswassereinleitung aus Grubenwasserreinigungsanlagen in die öffentliche Vorflut.....	33
Tabelle 6:	Ausleitgrenzwerte aus dem Speicher Burghammer in die Kleine Spree, nach AG (2009).....	34
Tabelle 7:	Immissionsziele für die Spree in Spremberg-Wilhelmsthal (AG 2009).....	34
Tabelle 8:	Sumpfungswasserabgaben und wasserrechtliche Grenzwerte .....	34
Tabelle 9:	Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Eisen im Süßwasser in der EU und Nicht-EU-Staaten.....	48
Tabelle 10:	Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Eisen im Süßwasser in Deutschland (Bundesebene).....	50
Tabelle 11:	Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Eisen im Süßwasser von Bundesländern und untergeordneten Verwaltungsebenen .....	51
Tabelle 12:	Datenumfang .....	62
Tabelle 13:	Datenumfang der PCA mit Daten zum Gewässerchemismus von Fließgewässern in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg .....	68
Tabelle 14:	Effektkonzentrationen für Gesamteisen und alle Fließgewässertypen.....	76
Tabelle 15:	Effektkonzentrationen für Gesamteisen und einzelne Fließgewässertypen.....	77
Tabelle 16:	20 %-Effekt-Konzentration (Schwellenwert 1) bezüglich der Abundanz (90 %-Perzentil) ausgewählter Familien des Makrozoobenthos (LINTON et al. 2007).....	80

## Abkürzungsverzeichnis

AK	Arbeitskreis
BfUL	Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen
EC	Effektive Konzentration, z. B. als EC50 für 50 %-Effektwirkung
EPT-Taxa	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera – Gruppe von MZB-Organismen, die hohe Wasserqualität anzeigt
EU	Europäische Union
FG	Fließgewässer
G	Giftigkeitswert
GK	Gewässergüteklasse
GWBA	Grubenwasserbehandlungsanlage (Sprachgebrauch bei VEM)
GWRA	Grubenwasserreinigungsanlage (Sprachgebrauch bei LMBV und MIBRAG)
JD	Jahresdurchschnitt
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LC	Letale Konzentration, z. B. als LC50 für 50 % gestorbene Organismen
LFH	Lausitzer Flözhorizont
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH
LUGV	Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg
MDS	non-metric Multi-Dimensional Scaling
MHQ	Mittleres Hochwasser
MIBRAG	Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH
MNQ	Mittleres Niedrigwasser
MQ	Mittelwasser
MZB	Makrozoobenthos (mit bloßem Auge erkennbare tierische Organismen des Gewässerbodens)
N	Stickstoff
NH4-N	Ammonium-Stickstoff
NOEC	No Observed Effect Concentration
NO2-N	Nitrit-Stickstoff
NO3-N	Nitrat-Stickstoff
OWK	Oberflächenwasserkörper
PCA	Prinzipal Component Analysis (dt. Hauptkomponentenanalyse)
Perz	Perzentilwert
PNEC	Predicted No Effect Concentration
Rakon-Papier	Rahmenkonzeption der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, die als Arbeitsgrundlage für Wasserexperten in Deutschland dient
TN	Gesamt-Stickstoff
TNb	Summe der gelösten, gebundenen Stickstoffverbindungen (total nitrogen, bounded)
UQN	Umweltqualitätsnorm
ÜW	Überwachungswert
VEG	Vattenfall Europe Generation AG
VEM	Vattenfall Europe Mining AG
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK	zulässige Höchstkonzentration
ZV	Zielvorgabe

# 1 Einleitung

Durch den Grundwasserwiederanstieg in einigen Bereichen der Braunkohlefolgelandschaften – u. a. das Gebiet im Unterlauf der Kleinen Spree und der Spree zwischen Uhyst und der Landesgrenze zu Brandenburg oder im Unterlauf der Pleiße, südlich von Leipzig – kommt es in diesen Gewässerabschnitten zum Zutritt von saurem und eisenhaltigem Grundwasser. Die Oxidation des Eisens führt zur Bildung von Eisenhydroxid, was zu einer sichtbaren Braunfärbung der Fließgewässer und anschließend zur Ablagerung von Eisenhydroxidschlamm auf dem Gewässersediment und an Bauwerken führt. Dabei sind negative Auswirkungen auf die Biozönose und die Morphologie des Fließgewässers zu erwarten.

Ziel des Werkvertrages war es, einen wissenschaftlichen Beitrag zur Aufklärung der Auswirkungen unterschiedlich hoher Eisenbelastungen auf die Fließgewässerbiozönose zu leisten. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse und insbesondere auch das in der internationalen Literatur gefundene breite Spektrum an Eisenkonzentrationen, die die Gewässerbiologie beeinflussen, zeigen, dass eine differenzierende Ermittlung von Auswirkungen des Eisens auf die Biozönose von Fließgewässern sehr kompliziert ist.

Vor allem lassen sich die neben dem Eisen ebenfalls vorhandenen Einflussfaktoren wie beispielsweise verschiedene Strukturqualitäten oder vorhandene Einleitungen, die sich bei den betrachteten Fließgewässer-Wasserkörpern gleichen Typs zumeist unterscheiden, nur unzureichend berücksichtigen und keinesfalls ausschalten. Damit ist eine anteilige Zuordnung der Wirkungen der verschiedenen Belastungsfaktoren auf die Fließgewässerbiozönose bisher nicht oder nur ansatzweise möglich.

Mit den Ergebnissen des Werkvertrages zur Eisenthematik wurden keine Orientierungswerte im Sinne der Begriffsdefinition nach LAWA (Rakon-Papier, Stand 2007) vorgelegt, sondern Effektkonzentrationen bestimmt, die einen wahrscheinlichen Zusammenhang zwischen ansteigenden Eisenkonzentrationen und sich reduzierender Artenvielfalt im Fließgewässer darstellen. Dieser Zusammenhang wird durch die Ergebnisse des umfangreichen internationalen Literaturvergleiches gestützt, denn die ermittelten Effektkonzentrationen passen sich gut in das dort gefundene Spektrum der angegebenen Eisenwerte ein.

Die Ergebnisse gehen als ein wichtiger Beitrag in die von der LAWA/FGG-Elbe beauftragte Ermittlung von Orientierungswerten für Eisen für die einzelnen Fließgewässertypen ein und sind somit in diesem Zusammenhang als ein wertvoller Baustein zur Ermittlung der Eisenauswirkungen auf die Fließgewässerbiozönose zu beurteilen.

## 2 Zusammenfassung

Die Bearbeitung der Aufgabenstellung gliedert sich grundsätzlich in drei Schwerpunkte:

1. Darstellung der Eisenbelastung und der historischen Hintergründe speziell im Lausitzer Braunkohlenrevier
2. Umfangreiche Zusammenstellung fachlicher und rechtlicher Fakten und Zusammenhänge
3. Aufbereitung und Auswertung aktuell verfügbarer Daten biologischer und chemischer Untersuchungsergebnisse mit dem Ziel, Zusammenhänge zwischen der Besiedlung und der Eisenbelastung insbesondere mittels statistischer Methoden zu analysieren

Der erste Schwerpunkt dieser Dokumentation, die spezifische Problemstellung in den bergbaubeeinflussten Gewässern der Lausitz, wird in Kapitel 4 eingehend dargestellt. Neben der historischen Entwicklung, den aktuellen rechtlichen Rahmenbedingungen und wesentlichen geologischen und hydrologischen Grundlagen wird vor allem die Vielfalt an Auswirkungen und Erscheinungsformen der Eisenbelastung in diesen Gewässern beleuchtet. Ein Kernthema ist dabei die Klassifizierung der Belastungssituationen in den verschiedenen Gewässern in Abhängigkeit von den prägenden Rahmenbedingungen. Dabei werden auch andere Flussgebiete berücksichtigt, wobei der Einfluss des Bergbaus im Einzugsgebiet der Spree mit einer relevanten Eisenbelastung bei 50 % der betrachteten Messstellen besonders markant ist.

Zum zweiten Schwerpunkt widmen sich die Kapitel 3 und 6 den aktuell bekannten theoretischen Hintergründen der Eisenproblematik. In Kapitel 5 wurden wesentliche national wie international relevante Grenz- und Richtwerte zusammengetragen, die sich auf die Konzentration des Eisens im Wasser und im Gewässer beziehen. Dabei ist bemerkenswert, dass sich Grenz- und Richtwerte mit Bezug zur Gewässerbiozönose im Bereich von 1 bis 1,5 mg/l Gesamteisen und 0,1 bis 0,35 mg/l für gelöstes Eisen bewegen.

Kapitel 3 erläutert sehr umfassend und detailliert die verschiedenen Formen des Eisens sowie die chemischen und biologischen Prozesse, denen das Eisen sowohl in Gewässern als auch im Grundwasserleiter unterworfen ist. Im Vordergrund stehen dabei immer die spezifischen Rahmenbedingungen, die in den bergbaubeeinflussten Wässern vorherrschen und die Umsatzprozesse bestimmen.

Mit den bekannten und dokumentierten Wechselwirkungen zwischen Eisen und den Gewässerorganismen befasst sich Kapitel 6. Hier werden nicht nur Ergebnisse ökotoxikologischer Analysen aus der internationalen Literatur ausgewertet, einen Schwerpunkt bildet auch die indirekte Wirkung des Eisens im Ökosystem, die durch Veränderung der Gewässerstruktur, der Sauerstoffverhältnisse und der Konkurrenzsituation zu mehr oder weniger deutlichen Verschiebungen des Artenspektrums bis hin zu einer Verarmung der Biozönose führt. Die Wirkprinzipien werden für jede Artengruppe detailliert erläutert, sodass ein Eindruck von der ausgesprochen komplexen Wirkung des Eisens auf die Biozönose vermittelt wird.

Der dritte Schwerpunkt dieses Projekts befasst sich mit der Aufbereitung und Auswertung der in den letzten Jahren erhobenen Daten zur Wasser- und Gewässerbeschaffenheit (Kapitel 7 und 8). Hierzu wurden neben der Eisenkonzentration weitere ausgewählte Messwerte der chemischen Wasserbeschaffenheit und die verfügbaren biologischen Untersuchungsergebnisse recherchiert. Ausgewertet wurden Daten der behördlichen Gewässerüberwachung aus den Bundesländern Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg. Zudem konnten noch einige Untersuchungen im Rahmen spezifischer Fragestellungen in den Datenpool integriert werden.

In der multivariaten statistischen Auswertung konnte gezeigt werden, dass sich die Eisenbelastung der Fließgewässer unterschiedlich stark auf die Artengemeinschaften unterschiedlicher Organismengruppen auswirkt. So stellte die Eisenbelastung über weite Konzentrationsbereiche für die Fischartengemeinschaften einen eher untergeordneten Faktor für deren Zusammensetzung dar. Auch benthische Diatomeen reagierten hinsichtlich der Eisenbelastung per se kaum mit einem veränderten Artenspektrum, wohingegen in einem pH-Gradienten deutliche Veränderungen zu sehen waren. Dies kann teilweise auf den nicht von der pH-Wirkung zu trennenden Einfluss von gelösten Eisenspezies zurückzuführen sein. Für das Artenspektrum von Makrozoobenthosorganismen und Makrophyten ergaben sich im gewählten statistischen Verfahren (Bio-Env-Verfahren nach CLARKE & AINSWORTH 1993) ähnliche Erklärungswerte der Eisenbelastung, wobei aber jeweils ca. 80 % der Variabilität der Artenzusammensetzung nicht durch Eisen erklärt werden konnten. Bei der gewässertypspezifischen Untersuchung der MZB-Gemeinschaften zeigte sich für den Gewässertyp 14 (sandgeprägte Tieflandbäche) der größte Einfluss von Eisen auf die Gemeinschaftsstruktur, wobei zu diesem Gewässertyp auch die

größte Anzahl der kritisch mit Eisen belasteten Gewässer gehörte. In anderen Gewässertypen war der strukturierende Einfluss von Eisen schwächer ausgeprägt. Insbesondere in Flüssen besaßen eher Faktoren, die dem Belastungskomplex Abwasser zuzuordnen waren (z. B.  $O_2$ ,  $NH_4$ ), höhere Erklärungswerte bezüglich der MZB-Struktur. Aufgrund der vorhandenen Datendichte und der taxonomischen und funktionellen Diversität erwies sich das Makrozoobenthos als geeignetste Organismengruppe zur Ableitung von Schwellenwerten der Eisenbelastung.

Zur Quantifizierung der Auswirkungen der Eisenbelastung auf die Gewässerbesiedlung erwies sich die Hüllkurventechnik als praktikabel und gut interpretierbar. Bei dieser Betrachtungsweise werden nur die Messstellen berücksichtigt, die bei vergleichbarer Eisenbelastung eine optimale biologische Ausstattung aufweisen. Damit werden alle Messstellen ausgeblendet, bei denen andere Faktoren als das Eisen negative Effekte auf die Biozönose besitzen. Die Hüllkurve verläuft somit bei steigenden Eisenkonzentrationen entlang des jeweils theoretisch möglichen maximalen Parameterwertes, wobei als Parameter unter anderem die Artenzahl, die Artenhäufigkeit oder der Diversitätsindex verwendet werden. Als Grundlage für einen Schwellenwert, der eine spürbare Beeinflussung der Biozönose markiert, wurde die 10%-Effektkonzentration gewählt. Die Auswertung machte Unterschiede in der Eisentoleranz zwischen verschiedenen Artengruppen und auch in unterschiedlichen Fließgewässertypen deutlich. Für die Empfehlung von konkreten Schwellenwerten wurden die Ergebnisse der Makrozoobenthosdaten verwendet, weil diese bei guter Datenlage einen hohen Aussagewert besaßen. Aufgrund der ungleich auf die Gewässertypen verteilten Messstellen und Unterschiede sowohl in der chemischen als auch biologischen Untersuchungstiefe konnten nicht für alle Fließgewässertypen belastbare Schwellenwerte abgeleitet werden. Im Mittel konnte jedoch eine Konzentration von 1,0 mg/l Gesamteisen und 0,15 mg/l gelösten Eisens als Schwellenwerte empfohlen werden. Diese Werte lassen sich zuverlässig aus den untersuchten Daten ableiten und stehen nicht im Widerspruch zu den publizierten Richt- und Grenzwerten in der internationalen Literatur. Sowohl eine höhere Empfindlichkeit einzelner anspruchsvollerer Arten und Artengruppen und deren Häufung in bestimmten Fließgewässertypen als auch morphologische Besonderheiten dieser Habitats können eine differenziertere Bewertung der unterschiedlichen Fließgewässertypen rechtfertigen. Eine zuverlässige Aussage zu dieser Frage war anhand der vorliegenden Datenbasis jedoch nicht möglich.

### 3 Chemie des Eisens im Grund- und Oberflächenwasser

In einem typischerweise anaeroben Grundwasser liegt Eisen fast ausschließlich in der zweiwertigen reduzierten Form vor. Das Grundwasser wird beim Austritt in die Oberflächengewässer belüftet. Dadurch oxidiert Eisen(II) zu Eisen(III) nach der Gleichung (1). Die Oxidation des Eisens kann auf abiotischem oder biotischem Weg erfolgen.

Das Eisen(III) ist unter neutralen Bedingungen nur schwer löslich und fällt bevorzugt als hydratisiertes Eisenhydroxid (Eisenoxyd) aus. Es ist ein rostbrauner und gelartiger Niederschlag. Diese Reaktionen finden bevorzugt an der Grenzfläche zwischen Wasser und Festkörper statt. Aus diesem Grunde sind dann alle Oberflächen im Gewässer wie Boden, Pflanzen und Tiere mit Eisenhydroxid überzogen.

An der biotischen Eisenoxidation und Ausfällung sind Eisenbakterien (*Geobacter* sp., *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Gallionella ferruginea*) beteiligt. Bakterien der Gattung *Thiobacillus* treten

auch im sauren Milieu auf (PRANGE 2005). Bei annähernd neutralem pH-Wert zwischen  $\text{pH} \approx 5$  und  $\text{pH} \approx 8$  erfolgt die Ockerbildung bevorzugt durch die Bakteriengattungen *Gallionella*, *Leptothrix* und *Thiotrix*. Heterotrophe Mikroorganismen nutzen den organischen Teil in eisenorganischen Verbindungen (z. B. Eisen-Humus-Komplexe) als Energie-, Kohlenstoff- und Stickstoffquelle. Die Eisenockerbildung ist hierbei das Abfallprodukt ohne Energiegewinn.

Im Freiwasser, z. B. in den Flüssen und in den Bergbaufolgeseen, verläuft die Eisenoxidation überwiegend auf abiotischem Weg. Eisen(III) ist unter neutralen Bedingungen als gelöstes dreiwertiges Ion nicht stabil. Es reagiert mit Wasser zu so genannten Hydroxokomplexen gemäß den Gleichungen (2) bis (4) und schließlich zu Eisen(III)hydroxid gemäß der Gleichung (6). Das Eisenhydroxid ist eine Festphase und bildet im Freiwasser zunächst Mikroflocken, die unter schwach sauren und neutralen Bedingungen nur schwer koagulieren und deshalb lange Zeit in der Schwebelage verbleiben. Die Eisenhydroxidflocken äußern sich als Trübe im Wasser. Mit der Erhöhung des pH-Wertes verbessert sich das Absetzverhalten des Eisens deutlich. In Grubenwasserreinigungsanlagen wird deshalb ein pH-Wert von  $\text{pH} \approx 8,0$  bis  $8,5$  eingestellt. Hier wird die Ausfällung des Eisens außerdem durch Flockungshilfsmittel beschleunigt.

Eisen(II)oxidation:



Eisen(III)hydrolyse in Stufen:



Eisen(III)hydrolyse komplett:



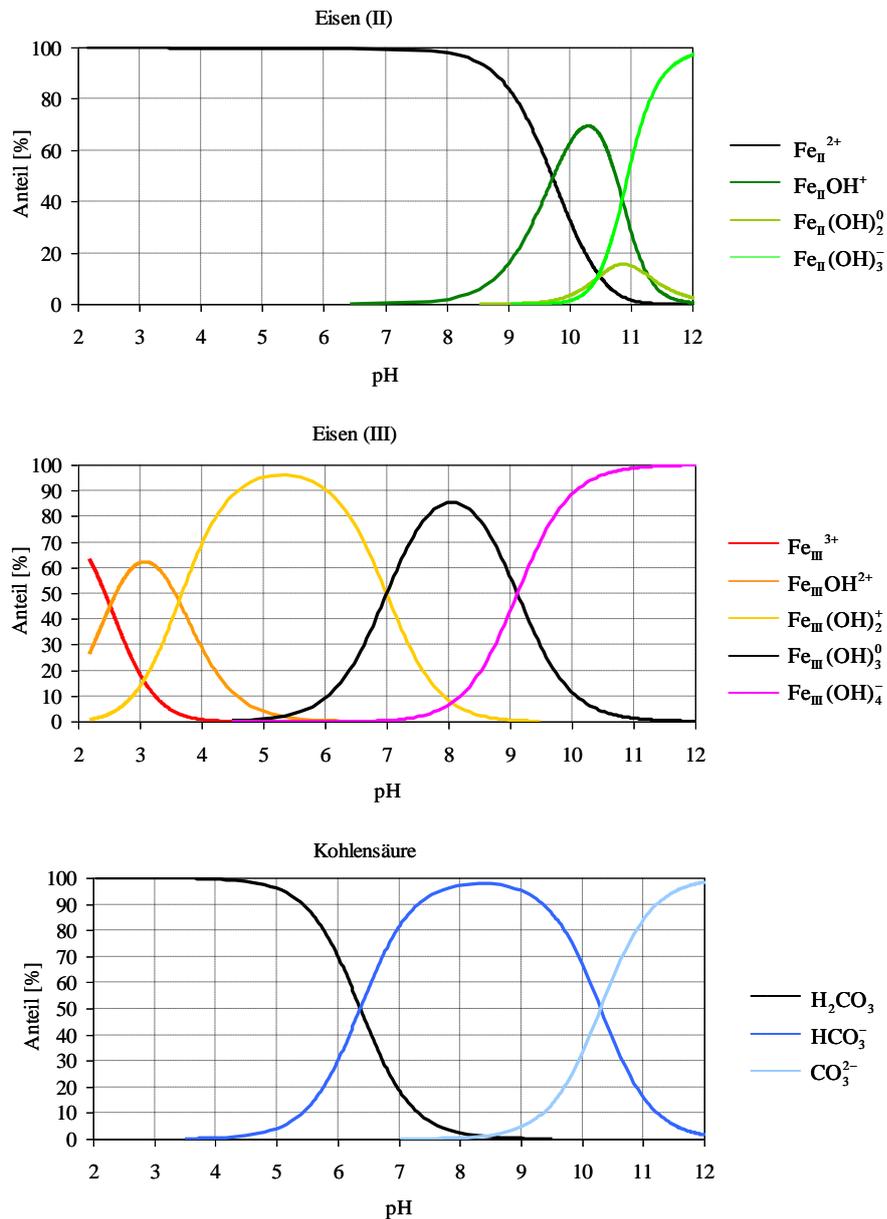
Eisen(III)ausfällung als Eisenhydroxid:



Bruttoreaktion Eisen(II)oxidation, Eisen(III)hydrolyse und Eisen(III)ausfällung:

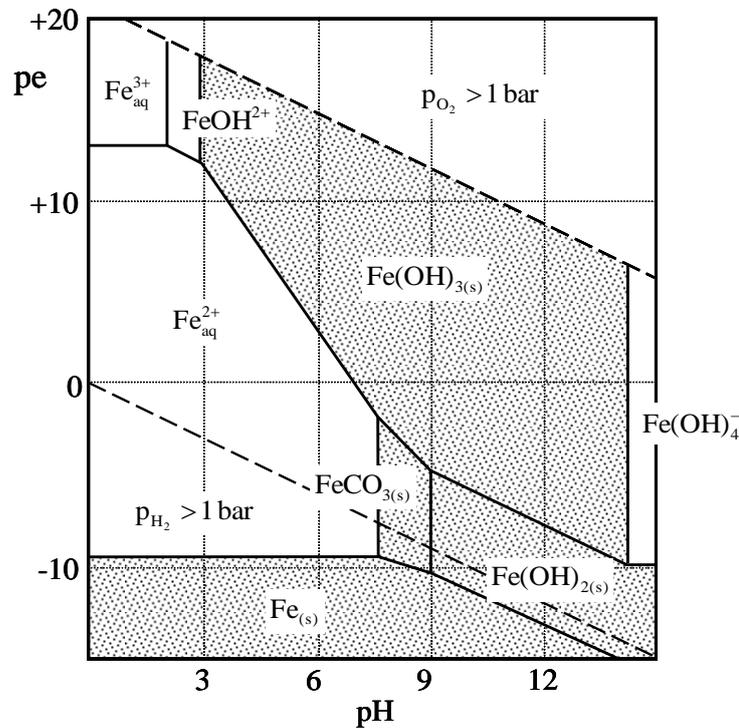


Im Unterschied zum Eisen(III), das aufgrund der Hydrolyse die Eigenschaften einer schwachen Säure hat, trägt das Eisen(II) die Merkmale einer starken Base. In Abbildung 1 sind in Form so genannter Speziierungsdiagramme die pH-abhängigen Dissoziationsstufen von Eisen(III), von Eisen(II) und von der Kohlensäure dargestellt.



**Abbildung 1: pH-abhängige Zustandsformen von Eisen(II), Eisen(III) und Kohlensäure, so genannte Spezierungsdiagramme, berechnet mit dem Standard-Datensatz in PHREEQC (PARKHURST & APPELO 1999)**

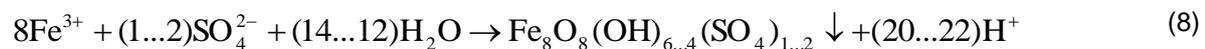
Analytisch wird Eisen als Eisen-gesamt, Eisen-gelöst und Eisen(II)-gelöst erfasst. Eisen-gelöst und Eisen(II)-gelöst werden durch Feinfiltration über 0,45- $\mu\text{m}$ -Membranfilter vom Eisen-gesamt getrennt. Die Differenz beider Größen entspricht annähernd dem suspendierten Eisen(III)hydroxid. Zur Bestimmung des Eisen(II)ions muss das Wasser mit einer starken Säure stabilisiert werden. Unter neutralen Bedingungen wird in der Regel nur Eisen(II) als echt gelöstes Ion gemessen. Eisen(III) tritt als echt gelöstes Ion nur in stark sauren Wässern bei  $\text{pH} < 3,5$  auf (Abbildung 1). Das Stabilitätsdiagramm in den Koordinaten  $\text{pH-pe}$  in Abbildung 2 ist für eine definierte Konzentration der Inhaltsstoffe, hier  $\text{TIC} = 1 \text{ mmol/L}$  und  $\text{Fe-gesamt} = 0,01 \text{ mmol/L}$ , konstruiert. Konkurrierende und ggf. assoziierende Ionen sind nicht berücksichtigt. Für ein konkretes Wasser muss das Diagramm mit den konkreten hydrochemischen Messwerten konstruiert werden.



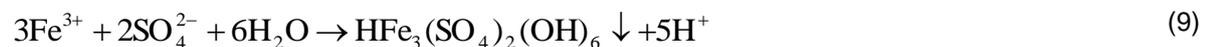
**Abbildung 2: Phasendiagramm für das Fe-CO<sub>2</sub>-H<sub>2</sub>O-System in den pH-pe-Koordinaten mit TIC = 1 mmol/L und Fe = 0,01 mmol/L (aus STUMM & MORGAN, nach SIGG & STUMM 1996)**

Die Hydrolyse des dreiwertigen Eisens mit Wasser unter Bildung von Hydroxokomplexen ist eine Folge von Gleichgewichtsreaktionen. Die Hydrolysestufen des Eisens bilden ein pH-Puffersystem analog einer dreiwertigen Säure, welches das Wasser im Säuren gegen eine Neutralisation puffert. Die maximale Säurebildung infolge der Oxidation von Eisen(II) und der Hydrolyse von Eisen(III) im Wasser kann aus der Bruttogleichung der Eisenoxidation und -hydrolyse nach Gleichung (7) abgeleitet werden. Danach entstehen bei der Oxidation und vollständigen Hydrolyse eines Mols Eisen (ca. 56 mg/L) 2 Mol (= 2 meq/L) Säuren.

Die Gleichungen (6) bzw. (7), wonach sich bei der Fällung von Eisen(III) Ferrihydrit bildet, gelten nur unter schwach sauren bis alkalischen Bedingungen und in gering mineralisierten Wässern. In Abhängigkeit vom pH-Wert und von der Sulfatkonzentration des Wassers können sich bei der Eisenaussfällung verschiedene Eisen(oxi)hydroxidsulfate bilden. Im Zusammenhang mit Bergbauwässern ist im Lausitzer Braunkohlenrevier vor allem die Bildung von Schwertmannit und Jarosit bekannt geworden, vgl. UHLMANN & ARNOLD (2003):

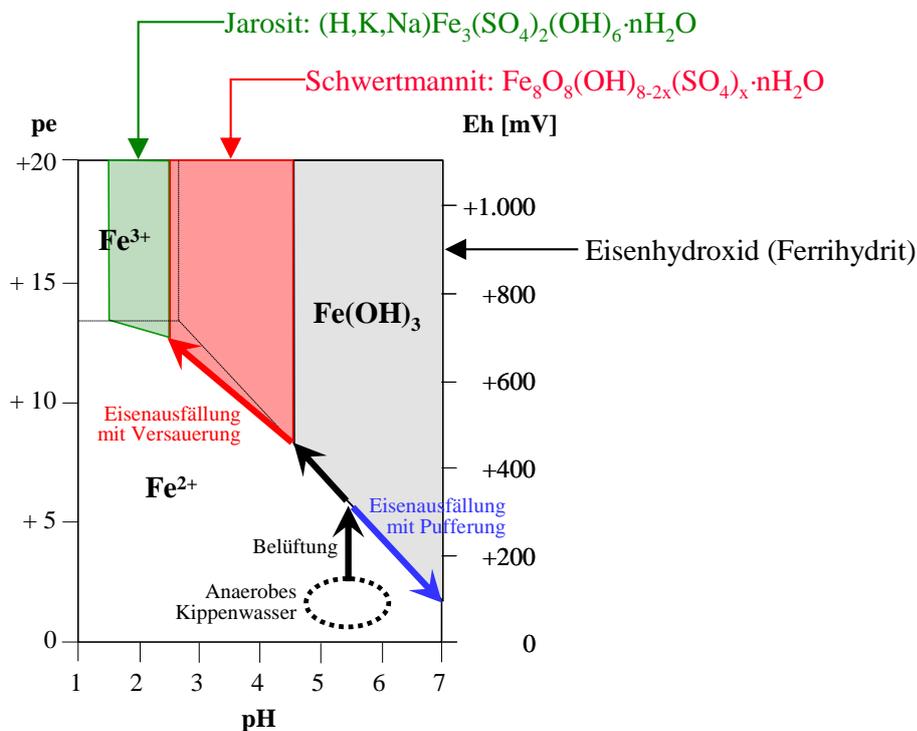


Schwertmannit



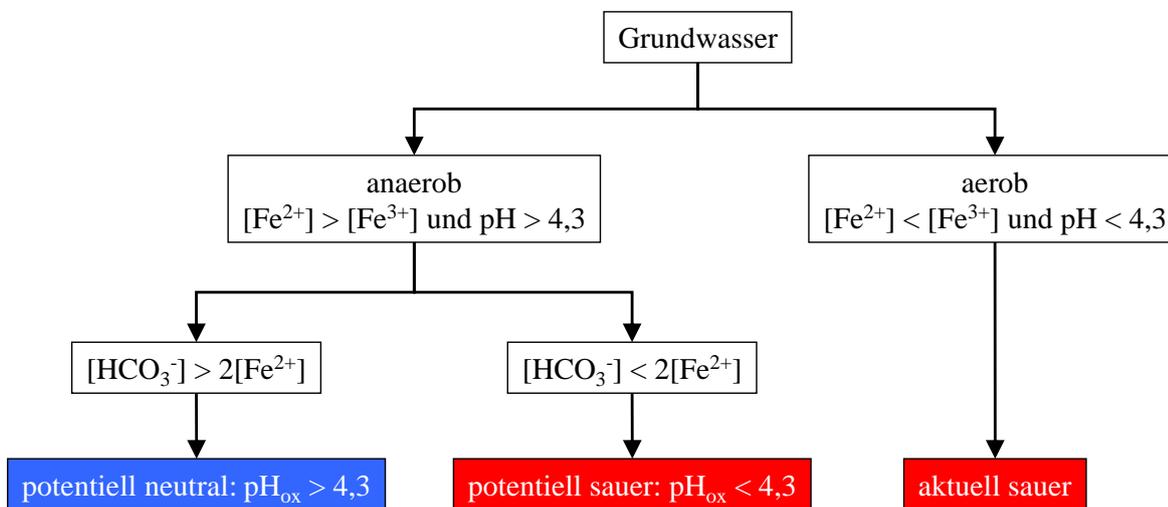
H-Jarosit

Die bevorzugte Bildung von Schwertmannit findet im Bereich von pH ≈ 4,5 bis pH ≈ 2,6 und von H-Jarosit im stark sauren Bereich unter pH < 2,6 statt. Die exakten Löslichkeitsgrenzen hängen von der konkreten chemischen Zusammensetzung des jeweiligen Wassers ab und können durch hydrochemische Modellierung, z. B. mit PHREEQC (PARKHURST & APPELO 1999), bestimmt werden. Die ungefähren Bildungsbereiche von Ferrihydrit, Schwertmannit und H-Jarosit sind in Abbildung 3 in einem schematischen pH-pe-Phasendiagramm des Eisens dargestellt.



**Abbildung 3: Phasendiagramm der festen Eisenverbindungen in bergbaulich beeinflussten Wässern**

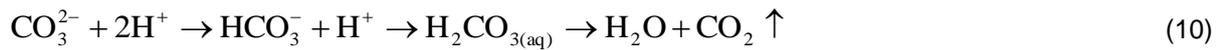
Bei hydrochemischen Untersuchungen des Grundwassers in der Bergbaufolgelandschaft ist zunächst grundsätzlich zu klären, ob die Wässer über säuregenerierende oder über nicht säuregenerierende Eigenschaften verfügen (Abbildung 4:). Die Wirkungen auf die Gewässer und die Maßnahmen zur Abwendung der ökologischen Folgen unterscheiden sich grundlegend. Entscheidend für die Versauerungsneigung ist das Verhältnis zwischen dem Eisen(II) und der Säurekapazität  $K_{S4,3}$  des anaeroben Grundwassers.



**Abbildung 4: Kennzeichnung von Grundwasser hinsichtlich der Versauerungsneigung**

Grundwasser enthält im Unterschied zu Oberflächengewässern häufig deutlich erhöhte Konzentrationen gelöster Kohlensäure. Die Kohlensäure liegt in Abhängigkeit vom pH-Wert in unterschiedlichen Anteilen als undissoziierte Kohlensäure  $\text{H}_2\text{CO}_{3(\text{aq})}$ , als Hydrogencarbonat  $\text{HCO}_3^-$  (Alkalinität) und als Carbonation  $\text{CO}_3^{2-}$  vor (vgl. Abbildung 1). Die Assoziationsreaktion des Carbonats zum Hydrogencarbonat und des Hydrogencar-

bonats zur undissoziierten Kohlensäure nach Gleichung (10) ist die wichtigste natürliche Pufferreaktion in Gewässern und damit der Gegenspieler zur Hydrolysereaktion des Eisens(III):



Im Unterschied zu einem Grundwasserleiter, in dem meist ein hoher Kohlendioxidpartialdruck herrscht (z. B. bis 300 mbar in den Kippen), liegt in den Bergbaufolgeseen und Fließgewässern der Kohlendioxidpartialdruck der Atmosphäre (0,3 mbar) als Randbedingung an. Ein großer Teil der überschüssigen Kohlensäure entweicht deshalb in die Atmosphäre:



Die Pufferung des Hydrogencarbonats wird analytisch als Säurekapazität gegenüber dem pH = 4,3 als  $K_{S4,3}$  bzw. Alkalinität erfasst. Die potenzielle Alkalinität (Pufferung) bzw. die potenzielle Acidität (Versauerungsneigung) eines eisen- und kohlenstoffsäurereichen Grundwassers bei vollständiger Belüftung (Kürzel: ox) kann aus der Differenz der moläquivalenten Konzentrationen von Hydrogencarbonat bzw. der Säurekapazität  $K_{S4,3}$  und der moläquivalenten Konzentrationen von Eisen(II) wie folgt geschätzt werden:

$$\text{Alk}_{\text{ox}} = -\text{Aci}_{\text{ox}} \approx K_{S4,3} - 2 \cdot [\text{Fe}^{2+}] \quad [\text{mmol/L}] \quad (12)$$

Nach der Gleichung (12) entstehen bei der Oxidation und Hydrolyse von einem Mol Eisen(II) genau zwei Mole Acidität. In Massenkonzentrationen ausgedrückt bedeuten die Oxidation und Hydrolyse von 28 mg/L Eisen(II) die Zehrung von 1 mmol/L Pufferkapazität (Alkalinität). Die entstehende Acidität wird in natürlichen Gewässern üblicherweise durch den Kohlensäure-Puffer kompensiert.

In vielen Fällen ist die Eisenkonzentration eines bergbaulich beeinflussten Grundwassers so hoch, dass der natürliche Hydrogencarbonatpuffer nicht ausreicht. Die entsprechenden Wässer versauern dann bei Belüftung.

Ein neutrales eisenhaltiges Wasser ist meist durch eine spezifische Eisentrübe gekennzeichnet (Abbildung 5). Beobachtungen zeigen, dass die Wahrnehmbarkeitsschwelle für die Eisen(III)trübe in neutralen Wässern bei etwa 2 bis 3 mg/L liegt. Eine Eisenführung von Gewässern kann auch bei niedrigeren Konzentrationen visuell festgestellt werden. Sie stellt sich in Form von Ockerrändern auf Oberflächen (Brückenpfeiler, Steinen usw.) dar. Echt gelöstes Eisen(II) kann im Unterschied zur Eisen(III)trübe optisch nicht erkannt werden. Das Gleiche trifft auf echt gelöstes Eisen(III) zu. Ein stark versauertes Gewässer mit unterschiedlichen Anteilen echt gelöster Eisen(II)- und Eisen(III)ionen stellt sich in der Regel als ein sehr transparentes Wasser dar. Typisch für solche Wässer sind Eisenminerale des Typs Schwertmannit und Jarosit, die sich auf den Oberflächen ablagern (Abbildung 6). Die Transparenz solcher Wässer wird durch die spezifische Flockungswirkung der Eisenionen auf Algen und mineralische Partikel zusätzlich befördert.



**Abbildung 5: Durch Eisen(III)mikroflochten verursachte Wassertrübe im Neutralbereich mit  $\text{pH} \approx 7,2$  und ca. 5 mg/L Eisen-gesamt (Spree bei Spreewitz, September 2009)**



**Abbildung 6: Mineralbildungen (Schwertmannit) durch Eisen(III)ausfällungen in einem stark sauren Wasser mit  $\text{pH} = 2,9$  und ca. 70 mg/L Eisen-gelöst bei guter Transparenz (Wudritz/Ottergraben, Mai 2003)**

In Kompartimenten mit einer sehr langen Verweilzeit des Wassers in Zeiträumen von Jahren wie zum Beispiel in Grundwasserleitern oder in Tagebauseen, können die hydro- und geochemischen Prozesse des Eisens für die meisten praktischen Fragestellungen mit ausreichender Genauigkeit als Gleichgewichtsreaktionen betrachtet werden. Im Vergleich zu den Seen und Grundwasserleitern ist die Verweilzeit in Fließgewässern jedoch sehr kurz. Die Fließzeiten zwischen zwei Pegeln betragen oft nur Stunden. Deshalb kann in Fließgewässern nicht pauschal auf den Gleichgewichtsansatz für die Eisenoxidation und für die Eisenfällung zurückgegriffen werden. Diese zwei zeitabhängigen Reaktionen müssen in den Fließgewässern als Kinetiken betrachtet werden. Sie haben zudem unterschiedliche Geschwindigkeiten. Die maßgebenden Kinetiken der Eisenumwandlung in den Fließgewässern sind:

- Eisen(II)oxidation als homogene Reaktion im Gewässer
- Eisen(III)ausfällung als heterogene Reaktion an der Phasengrenze See/Sediment

In Anlehnung an SINGER & STUMM (1970) wird für das **kinetische Modell der Eisen(II)oxidation** folgende Beziehung verwendet:

$$\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} = -k_1 \cdot \left( k_2 + k_3 \cdot \frac{[\text{O}_2]}{[\text{H}^+]^2} \right) \cdot [\text{Fe(II)}] \quad (13)$$

Hier bedeuten:

- k1                      Temperaturabhängigkeit der Geschwindigkeitskonstante für die Eisenoxidation [1/s]
- k2, k3                 spezifische Geschwindigkeitskonstanten für die Eisenoxidation

Die Gleichung (13) zeigt, dass die Kinetik der Eisen(II)oxidation neben der Eisen(II)konzentration zusätzlich von der Sauerstoffkonzentration und vom pH-Wert ( $\text{H}^+$ -Konzentration) abhängig ist. Für den Fall, dass die Sauerstoffkonzentration und der pH-Wert wenig veränderlich sind, vereinfacht sich die Kinetik der Eisen(II)oxidation zu einer kinetischen Reaktion 1. Ordnung in Abhängigkeit von der Eisen(II)konzentration:

$$\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} \approx -k^* \cdot [\text{Fe(II)}] \quad (14)$$

Die Lösung der Differenzialgleichung für eine Kinetik 1. Ordnung ist die bekannte Exponentialgleichung (15):

$$[\text{Fe(II)}]_t = [\text{Fe(II)}]_0 \cdot \exp(-k^* \cdot t) \quad (15)$$

Darin ist  $[\text{Fe(II)}]_0$  die Ausgangskonzentration. Die Reaktionskonstante  $k^*$  ist dann eine spezifische Konstante und ergibt sich aus:

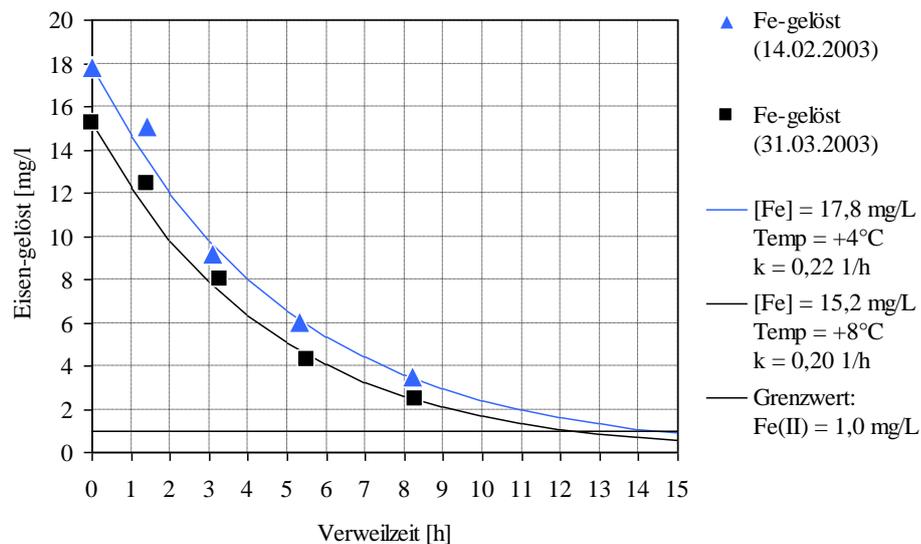
$$k^* = -k_1 \cdot \left( k_2 + k_3 \cdot \frac{[\text{O}_2]}{[\text{H}^+]^2} \right) \quad (16)$$

Aus dem Verhältnis  $[\text{Fe(II)}]_0 / [\text{Fe(II)}]_t$  kann die Zeitdauer für jede beliebige relative Konzentrationsänderung, wie z. B. die Halbwertszeit für  $n = 2$ , berechnet werden:

$$\tau_{\frac{1}{n}} = \frac{\ln\left(\frac{[\text{Fe(II)}_0]}{[\text{Fe(II)}_t]}\right)}{k^*} \quad (17)$$

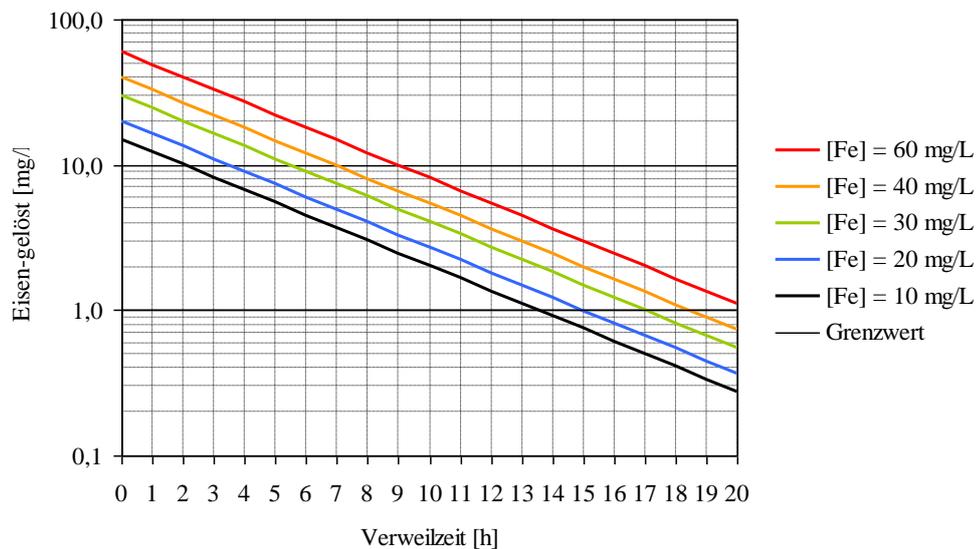
$$\text{für } [\text{Fe(II)}_t] = 0,5 \cdot [\text{Fe(II)}_0]: \quad \tau_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{k^*} = \frac{0,693}{k^*} \quad (18)$$

Die Tauglichkeit dieser Beziehung für die Eisenoxidation in den Fließgewässern wurde durch Untersuchungen an der Schrake in IWB (2003) nachgewiesen (Abbildung 7). Dabei wurden für Eisen(II)-Konzentrationen an einer lokalen Eintragsquelle von 15 bis 18 mg/L unter winterlichen Bedingungen Halbwertszeiten für die Oxidation zwischen 3,0 und 3,5 Stunden ermittelt. Bis zum Unterschreiten eines Grenzwertes von Fe(II) < 1 mg/L werden im konkreten Fall 12 bzw. 15 Stunden benötigt.



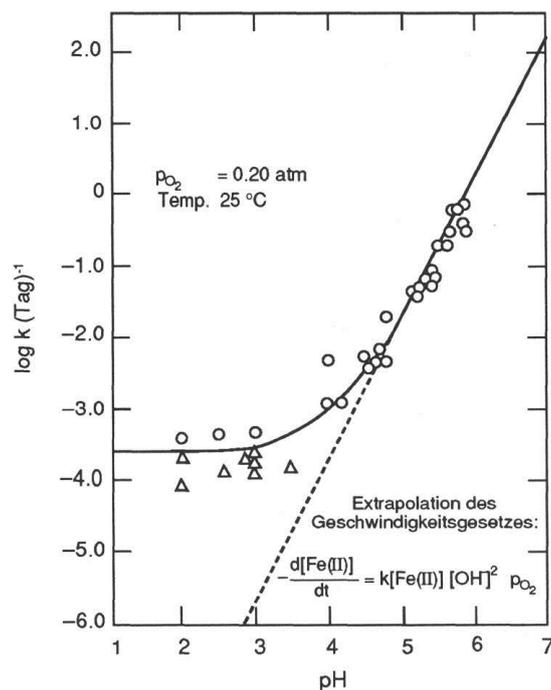
**Abbildung 7: Fortschritt der Eisenoxidation in der Schrake unterhalb des ehemaligen Inselbetriebs am Restloch 12 in Abhängigkeit von der Fließzeit, Quelle: IWB (2003)**

Die Halbwertszeiten für die chemische Eisenoxidation von mehreren Stunden spielen für Bergbaufolgeseen mit mittleren hydraulischen Verweilzeiten von mehreren Jahren keine Rolle. In Fließgewässern werden innerhalb dieser Zeit viele Kilometer Fließweg zurückgelegt. Für die Fließgewässer ist zudem nicht das Erreichen einer Halbwertszeit von Bedeutung, sondern die Unterschreitung einer ökologisch relevanten Konzentration. Der betroffene Fließgewässerabschnitt ist in Abhängigkeit von der Höhe der Quellenkonzentration um ein Mehrfaches länger als der Streckenabschnitt für die Halbwertszeit (vgl. Abbildung 7). Bei Erhöhung der Quellenkonzentration verlängert sich die notwendige Reaktionszeit bzw. -strecke (Abbildung 8).



**Abbildung 8: Zeit der Eisenoxidation bei verschiedenen Eingangskonzentrationen und einer mittleren Reaktionskonstante von 0,2 1/h bis zum Erreichen eines Grenzwertes von 1 mg/L**

Das Geschwindigkeitsgesetz der Eisenoxidation nach Gleichung (13) gilt nur bis etwa pH = 3,5. Bei niedrigeren pH-Werten wird die Oxidationsgeschwindigkeit sehr langsam. Die pH-Abhängigkeit der Eisen(II)oxidation wurde von SINGER & STUMM (1970) wie folgt ermittelt (Abbildung 9).



**Abbildung 9: Geschwindigkeit der anorganischen Eisen(II)oxidation durch Sauerstoff im Bereich pH < 6; Daten von SINGER und STUMM, Science 167, 1121 (1970), aus SIGG & STUMM (1996)**

In Fließgewässern bildet Eisen(III) zunächst Mikroflocken, die lange Zeit in der Schwebelagung bleiben. Zwischen der Bildung von Eisenhydroxidverbindungen im Sinne einer festen chemischen Phase nach Gleichung (6) und deren Übergang ins Sediment können in Abhängigkeit von den physikalischen und chemischen Randbedin-

gungen Stunden bis Tage vergehen. Diese Zeit kann für den ökologischen Zustand eines Fließgewässers bzw. eines längeren Fließgewässerabschnittes entscheidend sein. Weil sich die Eisenfällung nicht dem STOKES'schen Gesetz, dem allgemeinen Gesetz für die Sedimentation sphärischer Partikel in Fluiden, unterordnet, wird für das **kinetische Modell der Eisenfällung** folgende empirische Beziehung verwendet (IWB 2010b):

$$\frac{d[\text{Fe}(\text{OH})_3^0]}{dt} = I_U \cdot k_{\text{Fl}} \cdot \frac{k_{\text{Sed}}}{z} \cdot [\text{Fe}(\text{OH})_3^0] \quad (19)$$

Hierbei bedeuten:

$I_U$	benetzter Umfang [m]
$k_{\text{Sed}}$	Sedimentationskoeffizient [1/d]
$k_{\text{Fl}}$	Oberflächenfaktor [1/m]
$z$	mittlere Tiefe des Fließgewässers [m]
$[\text{Fe}(\text{OH})_3]$	Konzentration der Eisen(III)hydroxidflocken [mol/L]

In die Gleichung (19) ist der benetzte Umfang eingeführt. Das resultiert aus der Erkenntnis, dass sich die Eisenverbindungen nicht horizontal auf der Gewässersohle ablagern, sondern bevorzugt an den verfügbaren Oberflächen anlagern (Abbildung 10). Eine Verkräutung des Gewässers befördert die Eisenausfällung substantiell. Das wird durch den Oberflächenfaktor  $k_{\text{Fl}}$  in der Gleichung (19) entsprechend berücksichtigt. Die Parameter  $k_{\text{Fl}}$  und  $k_{\text{Sed}}$  müssen für jedes Fließgewässer aus Beobachtungen empirisch gefunden werden.



**Abbildung 10: Anlagerung von Eisenhydroxidflocken an Makrophyten in einem neutralen Gewässer (Versuchsanlage zur naturräumlichen Eisenfällung in Schönau-Berzdorf, Foto: UHLMANN [2000])**

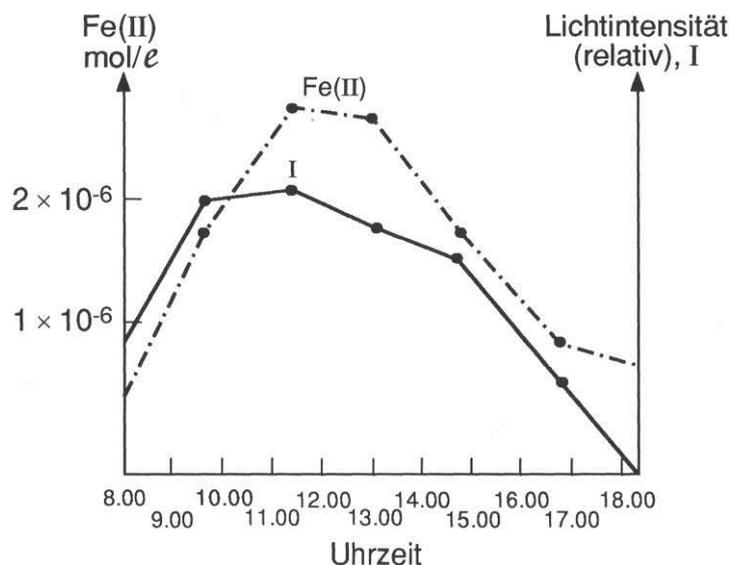
Eisen bildet mit **Huminstoffen** Komplexverbindungen. Für die Komplexierung der Metalle an den Huminstoffen sind vor allem Carboxyl- und phenolische Hydroxylgruppen verantwortlich (Tabelle 1). Die maximale Bindekapazität für Eisen beträgt damit zwischen 0,1 und 1,0 mg Eisen an 1 g Fulvinsäure bzw. 0,02 bis 0,2 mg Eisen an 1 g Huminsäure.

**Tabelle 1: Typische Molekulargewichte und Anzahl funktioneller Gruppen für Humin- und Fulvinsäuren, nach BUFFLE (1988), aus SIGG & STUMM (1996)**

	Molekulargewichte	Carboxylgruppen	Phenolische Hydroxylgruppen
	g/mol	mmol/g	mmol/g
Fulvinsäuren	500 ... 2000	6 ... 11	1 ... 6
Huminsäuren	2000 ... 5000	2 ... 6	2 ... 6

Das Eisen wird sowohl als Eisen(III) als auch als Eisen(II) an die Huminstoffe gebunden. Weil in der Lösungsphase neutraler Wässer Eisen(II)ionen dominieren, überwiegen auch die Eisen(II)-Huminstoffkomplexe. Eisen(III) bildet sehr stabile Komplexe (SIGG & STUMM 1996). Die Bindung ist überwiegend irreversibel und das Eisen wird erst durch die Aufspaltung oder den Abbau der Huminstoffe wieder freigesetzt, zum Beispiel durch photochemische oder respirative Prozesse.

Eisen(III) und Huminsäuren sind besonders stark lichtabsorbierende Substanzen. Durch **photochemische Prozesse** wird sowohl gelöstes als auch partikuläres Eisen(III) reduziert. Huminstoffe werden im Zuge photochemischer Reaktionen oxidiert. Die photochemische Umwandlung der Moleküle erfolgt direkt und über Photoreaktanden. Als Photoreaktanden für das Eisen(III) treten photochemisch entstandene metastabile Radikale, wie zum Beispiel das Superoxid Anion  $O_2^{\bullet-}$ , Wasserstoffperoxid  $H_2O_2$ , das Hydroxyl-Radikal  $OH^{\bullet}$  und andere auf. Nachweisen lässt sich die photochemische Eisen(III)reduktion durch einen Tagesgang der Eisen(II)-Konzentration mit einem Konzentrationsmaximum in den sonnenreichen Mittagsstunden (Abbildung 11). Das wurde sowohl in sauren Bergbaufolgeseen, in denen Eisen(III) als Ion vorliegt, als auch in neutralen Fließgewässern nachgewiesen, wo das Eisen(III) vorwiegend suspendiert ist (COLIENNE 1983, zit. in SIGG & STUMM 1996). In den sauren Bergbaufolgeseen wird das Eisen(II) nur langsam rückoxidiert, sodass sich hier trotz Sauerstoffsättigung und hoher Redoxpotenziale meist eine geringe Stationärzustandskonzentration von Eisen(II) messen lässt. In neutralen Gewässern ist die Rückoxidation dagegen sehr schnell, sodass sich die Stationärzustandskonzentration kaum messen lässt. Infolge des photochemisch getriebenen Eisenkreislaufes werden jedoch die Bedingungen für die Eisenbindung und den Eisentransport ständig modifiziert.



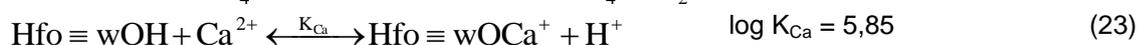
**Abbildung 11: Tagesgang der Eisenkonzentration durch Veränderung der Lichtintensität am Vedresee in Belgien bei pH  $\approx$  4,1 bis 4,5 und einer Wassertemperatur von +7 °C (COLIENNE, Oceanogr. 83[1983], aus SIGG & STUMM [1996])**

Die Wirkungen der photochemischen Eisenreduktion und Huminstoffoxidation konnten im Jahr 2009 in einem durch Sumpfungswasser zeitweilig mit Eisen(III)-Ausfällungen belasteten huminstoffreichen Niederungsgebiet (Altes Schleifer Teichgelände) beobachtet werden. Die Eisen(III)-Ausfällungen, erkennbar als dünner und flockiger Schlammfilm auf dem Gewässerboden, wurden innerhalb weniger Monate durch photochemische Reduktion in gelöstes zweiwertiges Eisen umgewandelt, durch Huminstoffe komplexiert und mit der fließenden Welle abtransportiert. Der „Selbstreinigungsmechanismus“ konnte funktionieren, weil im konkreten Fall die Eisenbelastung vergleichsweise gering und die Huminstoffkonzentration hoch war. Ein Abtransport als resuspendierte Eisentrübe schied aus, weil es sich um rückgestaute Gräben mit sehr geringer Fließgeschwindigkeit handelte.

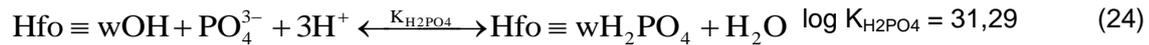
Eisenhydroxidflocken haben eine sehr große spezifische Oberfläche. Eine wesentliche chemische Eigenschaft von Eisenhydroxidflocken ist die **Oberflächenkomplexierung** (Abbildung 12). Sie beruht auf der Eigenschaft von Eisenhydroxiden zur Protonierung und Deprotonierung außenständiger Hydroxidgruppen:



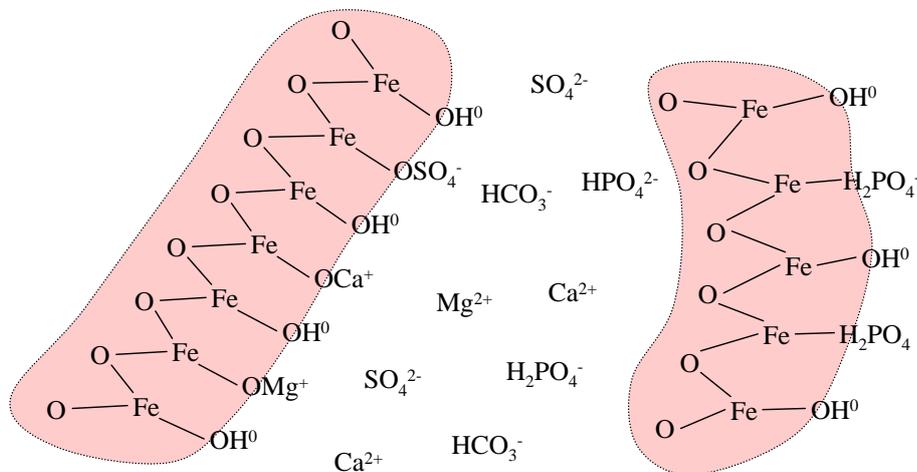
Die entsprechenden Gleichgewichtskonstanten  $K_1$  und  $K_2$  in den Reaktionen (20) und (21) werden als intrinsische Dissoziationskonstanten der Hydroxidgruppen bezeichnet. Bei der Protonierung der Hydroxidgruppen nach der Gleichung (20) entstehen freie positive Oberflächenladungen. Bei einer Deprotonierung der Hydroxidgruppen nach der Gleichung (21) entstehen negative freie Oberflächenladungen. An den protonierten bzw. deprotonierten Oberflächengruppen können sich entsprechende Gegenionen austauschbar anlagern, zum Beispiel Sulfat und Calcium:



Für das Phosphat sind folgende Oberflächenkomplexierungen am Eisen von Bedeutung:



Die Oberflächenkomplexierung ordnet sich den Gesetzmäßigkeiten der Gleichgewichtsthermodynamik unter. Die theoretischen Grundlagen der Oberflächenkomplexierung sind in DZOMBAK & MOREL (1990), STUMM & MORGAN (1996) sowie CORNELL & SCHWERTMANN (2003) beschrieben. Das mathematische Modell für die Oberflächenkomplexierung ist in PHREEQC (PARKHURST & APPELO 1999) enthalten. Chemische Untersuchungen verschiedener Eisenhydroxidschlämme aus Grubenwasserreinigungsanlagen des Lausitzer Braunkohlenreviers und ihre modellgestützte Auswertung in UHLMANN et al. (2007) haben gezeigt, dass sich die Wechselwirkungen der Eisenhydroxidschlämme mit den aquatischen Umweltmedien sehr gut mit dem Modell der Oberflächenkomplexierung beschreiben lassen.



**Abbildung 12: Chemisches Modell der Oberflächenkomplexierung an Eisenhydroxidschlämmen (UHL-  
MANN et al. 2007)**

Von besonderer Bedeutung für die Eisenverbindungen im Gewässer ist die Eigenschaft zur selektiven **Fällung von Phosphat**. Folgende Phasen und Prozesse spielen hierfür eine Rolle:



*Vivianite*

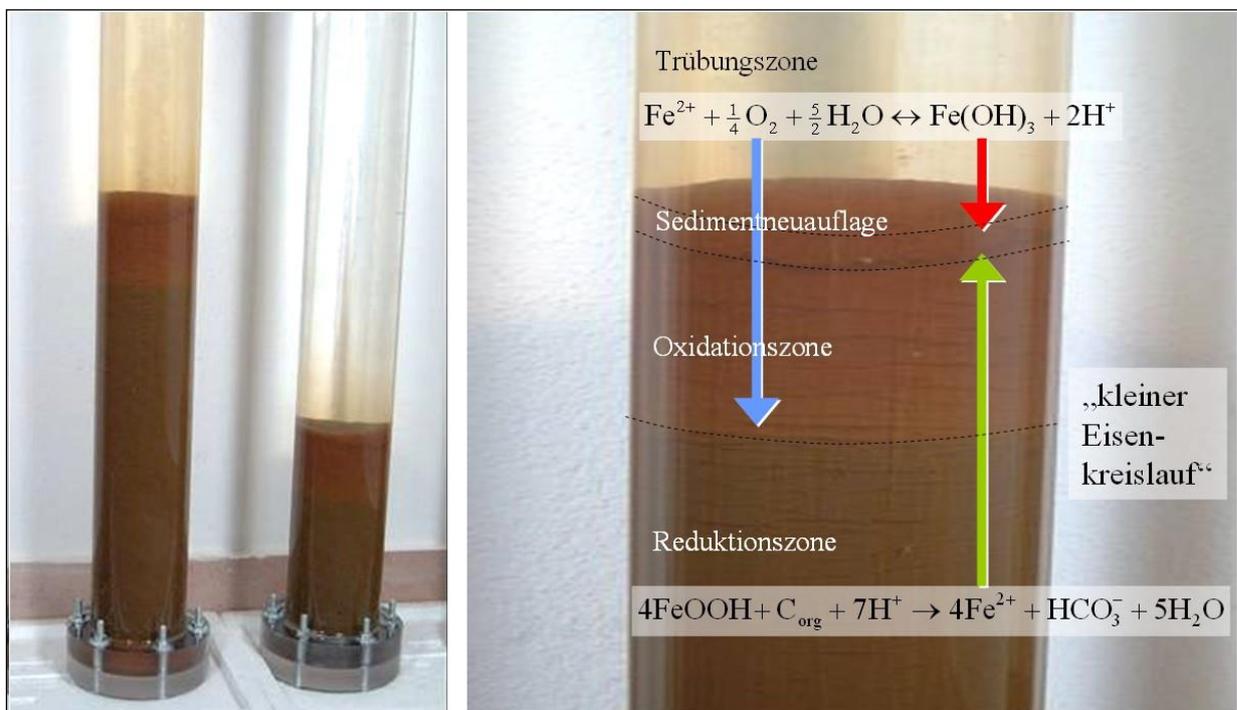


*Strengite*

Vivianit bildet sich eigentlich nur im streng anaeroben Milieu. Weil das gelöste Eisen(II) in den eisenbelasteten Fließgewässern aufgrund der verzögerten Oxidationskinetik in deutlich höheren Konzentrationen als das gelöste Eisen(III) gemessen wird, spielt es bei der Hydrochemie der Eisenausfällungen eine intermediäre Rolle. Hydrochemische Berechnungen mit realen hydrochemischen Daten aus Lausitzer Fließgewässern zeigen, dass der dominante Bindungsprozess des anorganischen Phosphates in den eisenbelasteten Fließgewässern die Oberflächenkomplexierung ist. Die erhöhten Eisenkonzentrationen führen zu einer weitgehend vollständigen Abreicherung des Phosphates in den Fließgewässern.

In den **Sedimenten** werden unter anaeroben Bedingungen Eisen(III)minerale mikrobiologisch reduziert. Das dabei entstehende Eisen(II) ist gut löslich und diffundiert in das Freiwasser. Hier kann es anschließend wieder oxidiert und ausgefällt werden.

Dieser Prozess wurde in einer Studie für die VATTENFALL Europe Mining AG zum Setzungsverhalten und zu den chemischen Eigenschaften der Schlämme aus den Grubenwasserreinigungsanlagen des Bergbauunternehmens untersucht (IWB 2002a). Im Rahmen der genannten Studie wurden Säulenversuche durchgeführt. Dabei wurden unterschiedliche Veränderungen in den Schlämmen festgestellt. Von besonderem Interesse war die Herausbildung einer Redoxzonierung in den Schlämmen aus der GWBA Kringelsdorf (Abbildung 13). Das Sumpfungswasser der GWRA Kringelsdorf wird im Zuge der kilometerlangen Wasserzuleitung mit natürlichen abbaubaren organischen Stoffen (Pollen, Algen, Bakterien, Pflanzenreste, Laub usw.) angereichert, wie das vergleichbar in jedem Fließgewässer stattfindet. Diese organischen Stoffe werden in der Grubenwasserbehandlungsanlage mit dem Eisen ausgefällt und finden sich im Eisenhydroxidschlamm wieder. Bei der Ablagerung des Eisenhydroxidschlammes finden in Folge dessen respiratorische Abbauprozesse der organischen Inhaltsstoffe statt, die zu der dunkelbraunen Verfärbung im unteren Bereich der Versuchssäulen führten.



**Abbildung 13: Eisenhydroxidschlamm aus der Grubenwasserbehandlungsanlage Kringelsdorf nach ca. anderthalb Jahren Standzeit (aus IWB 2009)**

Nach der Zehrung des Sauerstoffs wird das Eisen(III) des Eisenhydroxidschlammes von den Mikroorganismen als Oxidationsmittel verwendet. Dabei entsteht Eisen(II). Das Eisen(II) ist gut löslich und verbleibt im Porenwasser. Infolge des Konzentrationsgradienten diffundiert das Eisen(II) jedoch in das Freiwasser. Das Freiwasser enthält Sauerstoff. Hier wird das Eisen(II) zu Eisen(III) oxidiert. Im pH-neutralen Zustand hydrolysiert das Eisen(III) und fällt als frisches Eisenhydroxid wieder aus. Dieser Prozess ist an einer Trübung des Wassers über dem Sediment erkennbar (Abbildung 13). Das frisch gefällte Eisenhydroxid lagert sich schließlich wieder auf dem Sediment ab. Dieser Prozess wird in der Fachliteratur als „kleiner Eisenkreislauf“ bezeichnet.

Entsprechend dem Konzentrationsgradienten diffundiert Sauerstoff im Gegenstrom zum Eisen(II) in das Eisensediment und befördert hier den aeroben Abbau der organischen Inhaltsstoffe. Die Abbaufont, die

gleichzeitig die Redoxbarriere zwischen der Eisenreduktion und Eisenoxidation darstellt, ist als Farbunterschied in Abbildung 13 erkennbar. Die sichtbare, etwa acht Zentimeter mächtige Oxidationszone hatte sich innerhalb von etwa 1,5 Jahren gebildet. Sie dringt, weil in der Versuchseinstellung kein organisches Material nachgeliefert wird, mit der Zeit immer tiefer in das Sediment ein.

Infolge der Reduktion eines Teils des Eisenschlammes geht auch ein Teil des Phosphors als Orthophosphat in das Porenwasser über. Das Phosphat wird jedoch in der Oxidationszone am Eisenhydroxid wieder gebunden. Im Freiwasser der Versuchssäulen war zu keiner Zeit eine Erhöhung der Phosphatkonzentration nachweisbar.

Die im Versuch festgestellten Prozesse finden in gleicher Weise auch im Naturraum statt. Die relevanten physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse der Eisenumwandlung in Fließgewässern sind schematisch in Abbildung 14 dargestellt. Insgesamt handelt es sich hierbei um eine verzweigte Prozessstruktur, die fallkonkret einen unterschiedlichen Einfluss auf die Biozönosen ausübt.

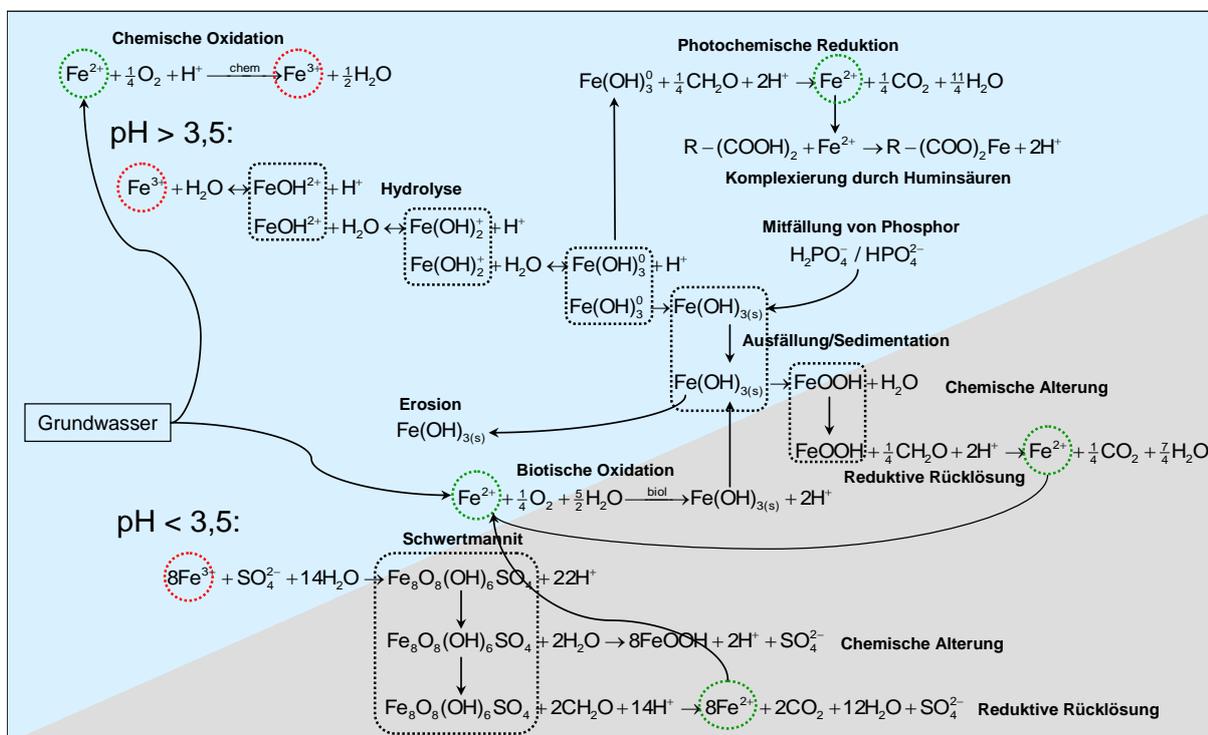


Abbildung 14: Physikalische, chemische und biologische Prozesse des Eisens in Oberflächengewässern und ihren Sedimenten

# 4 Die Eisenbelastung der Fließgewässer in der Bergbauregion Lausitz

## 4.1 Historische Situation der Eisenbelastung von Fließgewässern in der Lausitz vor dem Braunkohlenbergbau

Die Lausitz ist ein Beispiel für eine soziokulturell stark überprägte Landschaft. Die Einflüsse des Menschen auf die Landschaft finden seit vielen Jahrhunderten statt. Die Definition eines „quasistationären“ naturräumlichen Zustandes „vor dem Braunkohlenbergbau“ muss in Anbetracht der Vorgeschichte scheitern. Deshalb werden nachfolgend die Besiedlungsgeschichte und insbesondere die Geschichte der Landschaftsnutzung in der Lausitz kurz dargestellt.

Die eiszeitlich geprägte Landschaft der Lausitz war vor der Besiedlung überwiegend von ausgedehnten Mooren, Bruchwäldern sowie Eichen- und Buchenwäldern bestanden. In den Urstromtälern waren Niedermoore verbreitet. Hieraus resultiert auch die Bezeichnung Lausitz, was im slawischen „niedriges Sumpfland“ bedeutet. Insbesondere die Niedermoore, aber auch die mit verwitterten tertiären Kohlen durchsetzten pleistozänen Grundwasserleiter waren im gesättigten Zustand anoxisch und enthielten deshalb reduziertes Eisen(II) in der Lösungsphase und vermutlich auch Pyrit als Mineral. Bei Belüftung wurde das Eisen(II) in der Grundwasserwechselzone oxidiert und in ausreichend gepufferten (kalkhaltigen) Bodenschichten als Raseneisenerz abgelagert. Die meisten heute bekannten Raseneisenerzlagen haben Mächtigkeiten deutlich unter einem Meter. In kalkfreien Böden kann das Eisen(II) durchaus auch ausgewaschen worden sein und im Einzelfall zu eisenhaltigen Fließeln geführt haben. Die Grundwasserstandsschwankung war im ursprünglichen Zustand der Urstromtäler jedoch sehr gering und der Stoffaustrag entsprechend auch.

Etwa im 4./3. Jahrtausend v. d. Z. siedelten sich die ersten Menschen in der Lausitz an. Bis in den ersten Jahrhunderten nach Beginn der Zeitrechnung lebten hier überwiegend germanische Stämme. Sie lebten zunächst vom Feldbau und von der Viehzucht. Die Germanen betrieben bereits in dieser Zeit in der Lausitz Bergbau auf Raseneisenerz und die dazugehörige Eisenverhüttung. Um aus dem Raseneisenstein Eisen zu gewinnen, nutzten sie die umliegenden Wälder als Brennmaterial. Die Verhüttung von Raseneisenerz war insbesondere in der römischen Kaiserzeit vom 1. bis 4. Jahrhundert u. Z. von Bedeutung. Die meisten Fundstellen der Eisenerzverhüttung in der Niederlausitz lassen sich dieser Epoche zuordnen. Der Abbau von Raseneisenerz wurde mit Unterbrechungen bis in das 19. Jahrhundert betrieben, an einigen Stellen noch bis Mitte des 20. Jahrhunderts. Die Ursachen hierfür war die besondere Qualität des Raseneisenerzes, was es für die Kunstgießerei begehrt machte.

Durch die extensive Waldrodung verblieb stellenweise eine verödete Landschaft mit Sanddünen. Mit der großflächigen Abholzung der Laubwälder durch die frühen Germanen hatten sich vermutlich auch die Grundwasserhältnisse in der Lausitz verändert. Aufgrund der verringerten Pflanzenverdunstung sind die Grundwasserstände zumindest in den Niederungen gestiegen. Viele der heute bekannten Niedermoore haben hierin ihren Ursprung. Ihre Entstehung ist häufig nicht auf eine natürliche nacheiszeitliche Entwicklung, sondern auf anthropogene Ursachen zurückzuführen. Sowohl die anthropogen verursachte Entstehung von Sanddünen als auch eines Teils der Niedermoore in der Lausitz darf in der Diskussion um das Landschaftsbild, die heute besonders heftig im Zusammenhang mit dem Braunkohlenbergbau geführt wird, nicht ausgeblendet werden.

Im 11. und 12. Jahrhundert erfolgten in der Lausitz erneut umfangreiche Waldrodungen zur Gewinnung von landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die heute in der Lausitz weit verbreiteten Kiefernforste wurden erst im Laufe des 19. Jahrhunderts angepflanzt. Aufgrund des Mangels an Wäldern wurden in der späteren Entwicklung Niedermoortorfe und die oberflächennah ausstreichende Braunkohle als Brennstoffe verwendet. Die Niedermoore und Braunkohlengruben mussten zu diesem Zweck entwässert werden. Weil die Niedermoore überwiegend flachgründig waren, war auch die Grundwasserabsenkung meist nur gering. Das war wahrscheinlich der Zeitpunkt, wo die ersten Wässer anthropogen in einem größeren Maßstab verockert sind. Inwieweit bereits zuvor natürlich verockerte Gewässer bestanden haben, ist nicht überliefert. Die ausgebeuteten Raseneisenerz- und Torflagerstätten wurden später zu Fischteichen umgewidmet und mit Wasser gefüllt. In den Jahrhunderten zuvor hatte es in der Lausitz praktisch keine natürlichen Seen gegeben. Der historische Wasserreichtum bestand in grundwassernahen Verhältnissen und in den zahlreichen Niedermooren. Bis Mitte des 20. Jahrhunderts wurden großflächige Fischteiche in der Lausitz angelegt.

Die größte wasserhaushaltliche Zäsur in der Lausitz erfolgte in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch zwei unterschiedliche wirtschaftliche Entwicklungen. Zum einen führte die landwirtschaftliche Kollektivierung, die Flächenzusammenlegung und in der Folge die Melioration großer zusammenhängender Flächen zu einem nachhaltigen Eingriff in den Landschaftswasserhaushalt. Zum anderen griff der sich enorm entwickelnde Braunkohlenbergbau in einem noch nie gekannten Ausmaß in den Gebietswasserhaushalt ein. Beide Entwicklungen führten tendenziell zur Grundwasserabsenkung, zur Belüftung der oberen geologischen bzw. Bodenschichten und damit auch zu einem massiven Eingriff in den Stoffhaushalt des Eisens.

## 4.2 Folgen des Braunkohlenbergbaus auf Grund- und Oberflächenwasser in der Lausitz

Der industrielle Braunkohlenbergbau in der Lausitz begann vor etwa 150 Jahren. Zunächst wurden Braunkohlenflöze im Tagebaubetrieb abgebaut, die aufgrund der geologischen Lagerung an der Erdoberfläche ausstichen, wie vor allem im Muskauer Faltenbogen. Danach wurden Flöze abgebaut, die nur wenig unter der Erdoberfläche lagen. Das betraf vor allem den 1. Lausitzer Flözhorizont. Der so genannte Oberflözbergbau erfolgte zunächst in offenen Gruben und später zunehmend im Tiefbau. Aufgrund der überwiegend geringen Abbautiefen sind die Stollen später eingestürzt. Ehemalige Tiefbaubereiche des Oberflözbergbaus mit zahlreichen Tagesbrüchen finden sich zum Beispiel in der Gegend um Annahütte (Brandenburg). Der Braunkohlenbergbau im großindustriellen Maßstab setzte erst zu Beginn des 20. Jahrhunderts ein. Die erste Förderbrücke wurde im Tagebau Plessa in den 1920er-Jahren in Betrieb genommen. Danach wurden immer größere Tagebaue aufgeschlossen und Braunkohlenflöze in immer größeren Tiefen abgebaut. Der Abbau konzentrierte sich zunehmend auf den mächtigeren 2. Lausitzer Flözhorizont. Damit ging auch eine zunehmende Grundwasserabsenkung einher. Aufgrund der Bestrebungen der DDR zur Energieautarkie erlebte der Braunkohlenbergbau in den 1960er- und 1970er-Jahren eine Hochzeit. Die DDR avancierte zum größten Braunkohlenförderland der Welt. Die vom Bergbau in Anspruch genommenen Flächen vergrößerten sich in einem bis dahin unbekanntem Maße. Die Abbautiefen erreichten teilweise 100 Meter.

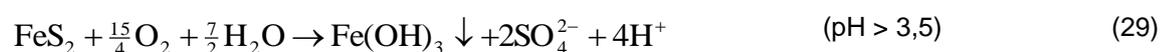
Der Braunkohlenbergbau ist mit starken Eingriffen in den Wasserhaushalt der betroffenen Flusseinzugsgebiete verbunden. Damit die Braunkohle im Tagebaubetrieb gefahrlos gewonnen werden kann, wird das abbauwürdige Kohlefeld während des Braunkohlenbergbaus gesümpft. Die Grundwasserleiter über dem 2. Lausitzer Flözhorizont werden im Vorlauf der Kohleförderung vollständig entwässert und damit belüftet. Die liegenden Grundwasserleiter unter dem 2. LFH müssen nach Maßgabe der hydraulischen und geotechnischen Bedin-

gungen zumindest druckentspannt werden. Das heißt, der Grundwasserspiegel wird auf eine gefahrlose Höhe bis unter den 2. LFH abgesenkt. Dabei erfolgt meist keine Belüftung des gesümpften liegenden Grundwasserleiters. Durch die Tagebausümpfung fielen zahlreiche Fließgewässer im Einflussbereich der Absenkungstrichter trocken. Um das Trockenfallen von Fließgewässern I. Ordnung zu verhindern, wurden zahlreiche Flussabschnitte der Spree, des Weißen Schöpses, der Kleinen Spree und der Schwarzen Elster abgedichtet. Zahlreiche Fließgewässer II. Ordnung in der Nähe von Tagebauen wurden zu Grubenwasserableitern umfunktioniert. Das betraf z. B. die Kleine Spree im Bereich der Tagebaue Lohsa, Dreiweibern, Scheibe und Burghammer sowie den Weißen Schöps im Bereich des Tagebaus Reichwalde. Das betrifft heute noch Teile der Struga am Nordrand des Tagebaus Nochten. Die entsprechend genutzten Fließgewässer wurden häufig begradigt, gedichtet, im Profil meist beträchtlich erweitert und so auf die Bedürfnisse der Grubenwasserableitung angepasst. In diese ehemaligen Fließgewässer und nunmehrigen Grubenwasserableiter wurde das ungereinigte Sumpfungswasser der Tagebaue eingeleitet und den Grubenwasserreinigungsanlagen zugeführt. Grubenwasserreinigungsanlagen befinden sich zum Beispiel in Kringelsdorf am Weißen Schöps (VEM) und in Burgneudorf im Nebenschluss zur Kleinen Spree (LMBV). Erstere ist noch in Nutzung. Die Grubenwasserreinigungsanlage Burgneudorf ist seit Mitte der 1990er-Jahre stillgelegt. Die als Grubenwasserableiter genutzten Fließgewässer hatten kein natürliches Abflussregime und waren durch sehr hohe Eisenbelastungen gekennzeichnet. Die Eisenbelastung war technologischen Ursprungs.

Anfang der 1990er-Jahre war der Grundwasserspiegel im Lausitzer Braunkohlenrevier weiträumig abgesenkt. Das Wasserdefizit in den Grundwasserleitern und in den vom Bergbau geschaffenen Hohlformen wurde in der Lausitz (sächsischer und brandenburgischer Teil) mit etwa 14 Mrd. Kubikmeter geschätzt. Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässern und Grundwasserleitern fanden überwiegend als Versickerung statt. Das derzeit zu beobachtende Phänomen, das eisenbelastetes Grundwasser in die Fließgewässer übertritt, existierte bis Mitte der 1990er-Jahre nicht. Ein Grundwasserwiederanstieg in größerem Umfang setzte erst nach der Außerbetriebnahme zahlreicher Braunkohlentagebaue ein.

Durch die Sümpfung wird im Umfeld der Tagebaue ein Absenkungstrichter erzeugt, der je nach den hydrogeologischen Verhältnissen bis 20 und mehr Kilometer weit reichen kann. Eine weitreichende Grundwasserabsenkung erfolgt meist in den pleistozänen Rinnen mit einer hohen hydraulischen Durchlässigkeit. Weil zahlreiche Tagebaue des sächsischen Lausitzer Braunkohlenreviers im Bereich des Lausitzer Urstromtales liegen, waren die betroffenen pleistozänen Grundwasserleiter großflächig abgesenkt. In anderen Bereichen wird die Ausbreitung des Grundwasserabsenkungstrichters durch die besonderen geologischen Verhältnisse begrenzt. So beschränkt z. B. der Muskauer Faltenbogen den Absenkungstrichter des Tagebaus Nochten nach Nordosten. Hinter der äußeren Randstörung des Muskauer Faltenbogens sind Absenkwirkungen durch die Sümpfung des Tagebaus Nochten nicht mehr nachweisbar.

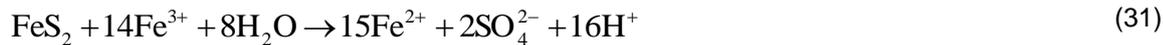
Die Beschaffenheit des Grundwassers in den Kippen der Braunkohlentagebaue und in den Grundwasserleitern im Bereich des Absenkungstrichters wird infolge der Belüftung durch die Pyritverwitterung beeinflusst. Bei der Pyritverwitterung können zwei Zonen unterschieden werden: eine oberflächennahe oxische Zone und eine tiefe anoxische Zone. In Bereichen, wo die Sauerstoffnachlieferung schneller als der Reaktionsfortschritt der Pyritverwitterung erfolgt, verwittert im Laufe der Zeit der gesamte Pyrit. In dieser Zone des Sauerstoffüberschusses herrscht ein oxisches Milieu. Bei der Verwitterung entstehen unterschiedliche Eisen(III)-Verbindungen und Schwefelsäure:



Schwefelsäure ist eine starke Säure und führt bei fehlender Pufferung, z. B. durch Karbonatminerale, zur Versauerung. In diesem Falle bleibt unter oxidischen Bedingungen Eisen(III) in Lösung:



In tieferen Kippenbereichen, die durch Überdeckung oder durch den Grundwasseranstieg von der Sauerstoffzufuhr abgeschnitten werden, kommt die Pyritverwitterung nach dem vollständigen Verbrauch der Oxidationsmittel zum Erliegen. Als Oxidationsmittel dient hier vor allem das Eisen(III), das in der oxidischen Verwitterungszone gebildet wurde:



Das Eisen(III) ist das eigentliche Oxidationsmittel für die Pyritverwitterung. Die Oxidation des Eisen(II) zum Eisen(III) ist der geschwindigkeitslimitierende chemische Prozess der Pyritverwitterung (SINGER & STUMM 1970):



Mit dem Verbrauch der Oxidationsmittel bildet sich im Kippenwasser ein anoxisches Milieu mit der Dominanz von gut löslichen Eisen(II)-Ionen. Kippenwasser wird überwiegend in diesem Zustand angetroffen. Die Pyritverwitterung mit einem anoxischen Finale kann summarisch wie folgt dargestellt werden:



Neben der Pyritverwitterung finden je nach mineralogischer Ausstattung der Kippen und Grundwasserleiter unterschiedliche Pufferreaktionen statt. Der stärkste natürliche Pufferprozess ist die Karbonatverwitterung. Sind Karbonatminerale in ausreichendem Maße, d. h. im stöchiometrischen Überschuss zum verwitterten Pyrit verfügbar, bildet sich ein vergleichsweise eisenarmes Grundwasser. In den tertiären Stratigraphien und in den rolligen pleistozänen Sedimenten des Lausitzer Braunkohlenreviers sind kaum karbonatische Minerale enthalten. Hier führen Prozesse wie die Silikatverwitterung und der Kationenaustausch zu einer teilweisen Pufferung. Typische Muster der Grundwasserbeschaffenheit in den Kippen und in den von der Grundwasserabsenkung beeinflussten Grundwasserleitern befinden sich in Tabelle 2 bzw. in Tabelle 3.

Typisch für Kippenwasser sind deutlich erhöhte Sulfat- und Eisenkonzentrationen sowie verringerte pH-Werte im Vergleich zum natürlichen Grundwasser in den überbaggerten Grundwasserleitern (Tabelle 2). Die geochemischen Pufferreaktionen führen dazu, dass ein Teil der bei der Pyritverwitterung freigesetzten Eisenionen durch Erdalkali-Ionen ersetzt sind. Eisen liegt meist in einem unterstöchiometrischen Verhältnis zum Sulfat im Grundwasser vor. Infolge der geochemischen Reaktionen sind meist die Calcium-, Magnesium-, Mangan-, Ammonium- und die Kohlensäurekonzentration des Kippenwassers deutlich erhöht. Im Kippenwasser herrscht überwiegend ein anaerobes Milieu, sodass der pH-Wert des Kippenwassers meist > 5 ist. Wird das Kippenwasser örtlich belüftet, kann der pH-Wert bis < 3 sinken und beträchtliche Mengen Säure generieren. Im sauren Zustand treten im Kippenwasser zusätzlich hohe Aluminiumkonzentrationen auf.

**Tabelle 2: Typische Muster der Kippenwasserbeschaffenheit im Lausitzer Braunkohlenrevier**

Kennwert	Maßeinheit	Kippe Lohsa, LMBV	Kippe Nochten, VEM	Kippe Reichwalde, VEM
Grundwasserleiter		111	111	111
Datum		Mai 2011	Mai 2012	Mai 2012
Grundwassertemperatur	°C	+17	+14	+15
pH-Wert		5,0	5,0	5,8
Säurekapazität KS4,3	mmol/L	0,5	0,7	3,0
Basenkapazität KB8,2	mmol/L	14	18	32
elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	2.300	3.000	4.000
Calcium	mg/L	350	430	280
Magnesium	mg/L	46	130	80
Sulfat	mg/L	1.400	2.100	2.000
Eisen-gelöst	mg/L	220	295	590
Eisen(II)-gelöst	mg/L	202	295	590
Aluminium	mg/L		0,2	< 0,1
Mangan	mg/L	4	9	25
bei Belüftung				
pH-Wert		3,2	3,1	3,0
Basenkapazität KB4,3	mmol/L	4,8	6,7	12
Säurekapazität KS4,3	mmol/L	-	-	-
Grundwasserleiter		111	111	111

Auch das Grundwasser in den gewachsenen Grundwasserleitern im ehemaligen Absenkungstrichter der Tagebaue ist durch die Prozesse der Pyritverwitterung chemisch verändert. Die pleistozänen Grundwasserleiter im Lausitzer Urstromtal enthalten ebenfalls Pyrit und Markasit, jedoch in geringeren Mengen als das tertiäre Deckgebirge. Die pleistozänen Grundwasserleiter sowie ihre interstadialen und interglazialen Zwischenstauer im Lausitzer Urstromtal sind nahezu karbonatfrei, sodass der wesentliche geochemische Puffer fehlt. Das ansteigende Grundwasser in den pleistozänen Grundwasserleitern zeigt vergleichbare hydrochemische Muster wie das Kippenwasser (Tabelle 3). Die Konzentrationen für Sulfat, Eisen und die anderen Begleitkomponenten sind im Mittel jedoch niedriger als im Kippenwasser. Dennoch werden stellenweise Eisenkonzentrationen über 400 mg/L gemessen. Die natürlichen Hintergrundwerte für Eisen in den unbeeinflussten pleistozänen Grundwasserleitern der Lausitz liegen überwiegend zwischen 5 und 20 mg/L.

**Tabelle 3: Typische Muster der Grundwasserbeschaffenheit im gewachsenen Grundwasserleiter des Lausitzer Braunkohlenreviers**

Kennwert	Maßeinheit	unbeeinflusst, außerhalb Absenkungstrichter Nochten, VEM	Ehemaliger Absenkungstrichter des Ta-gebaus Lohsa, LMBV	unter der Außenhalde Burghammer, LMBV	unter der Außenhalde Nochten, VEM
Grundwasserleiter		G130	G1312	G120	G130
Datum		Aug 2012	Okt 2011	Aug 2012	Mai 2012
Temperatur	°C	+11	+11	+13	+11
pH-Wert		6,3	4,2	3,8	6,0
Säurekapazität KS4,3	mmol/L	0,7	-0,1	-0,2	1,4
Basenkapazität KB8,2	mmol/L	1,1	8,4	22	9,0
elektrische Leitfähigkeit	µS/cm	430	2.000	2.100	2.000
Calcium	mg/L	43	230	140	280
Magnesium	mg/L	11	50	35	40
Sulfat	mg/L	130	1.200	1.400	1.200
Eisen-gelöst	mg/L	7	165	456	220
Eisen(II)-gelöst	mg/L	7	146	400	205
Aluminium	mg/L	< 0,1	12	23	< 0,1
Mangan	mg/L	0,2	4,5	4,3	4,7
bei Belüftung					
pH-Wert		7,2	3,1	3,0	3,1
Basenkapazität KB4,3	mmol/L	-	5,2	11	4,5
Säurekapazität KS4,3	mmol/L	0,4	-	-	-

Das Sumpfungswasser der Braunkohlentagebaue wird nach Maßgabe seiner Beschaffenheit in Grubenwasserreinigungsanlagen behandelt und überwiegend in die örtliche Vorflut eingeleitet. Auf sächsischem Gebiet sind derzeit folgende Grubenwasserbehandlungsanlagen in Betrieb (Tabelle 4)

**Tabelle 4: Grubenwasserbehandlungs- und Grubenwasserreinigungsanlagen des Braunkohlenbergbaus in Sachsen**

Anlage	Betreiber	Tagebau	Einleitung	Kapazität
GWBA Kringelsdorf	VEM	Tagebau Reichwalde	Weißer Schöps	180 m³/min
GWBA Tzschelln	VEM	Tagebau Nochten	Spree	60 m³/min
GWBA Schwarze Pumpe	VEM	Tagebau Nochten		
Tagebau Welzow-Süd	Spree	240 m³/min		

Die Einleitung des Sumpfungswassers in die örtliche Vorflut führt während des Tagebaubetriebs zu einer Vergleichmäßigung und Stabilisierung der Wasserführung. Unter Niedrigwasserbedingungen beträgt der Anteil des eingeleiteten und behandelten Sumpfungswassers teilweise mehr als die Hälfte der natürlichen Wasserführung der entsprechenden Fließgewässer. Entsprechend der anteiligen Wassermengen hat das behandelte

Sümpfungswasser aus den Grubenwasserbehandlungsanlagen maßgeblichen Einfluss auf die Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer. Die wasserrechtlichen Erlaubnisse zur Sümpfung der Tagebaue und zur Einleitung des behandelten Sümpfungswassers in die Fließgewässer sehen bislang Vorgaben für den pH-Wert, für die abfiltrierbaren Stoffe, für die Eisen-gesamt- und die Eisen-gelöst-Konzentration vor. Für weitere Wasserinhaltsstoffe bestand bislang kein Regulierungsbedarf (siehe Kapitel 4.3).

## 4.3 Rechtliche Bedingungen für die Einleitung von Bergbaufolgesee- und Sümpfungswasser in die Vorflut

Hinsichtlich der Einleitungen in die Fließgewässer in Sachsen existieren folgende Konstellationen:

- (1) Einleitungen gereinigter Sümpfungswässer aus Grubenwasserreinigungsanlagen (GWBA Kringelsdorf in den Weißen Schöps – VEM; GWBA Tzschelln und GWBA Schwarze Pumpe in die Spree - beide VEM; GWRA Neukieritzsch in die Pleiße - MIBRAG)
- (2) Einleitung von Sümpfungswässern zur Stützung des lokalen Wasserhaushaltes in Bereichen des Grundwasserabsenkungstrichters (z. B. Floßgraben, Rothwassergraben, Struga, Altes Schleifer Teichgelände, Tiergarten Trebendorf und weitere im Bereich des Tagebaus Nochten - alle VEM)
- (3) Ausleitungen aus Bergbaufolgeseen in die Fließgewässer (Bärwalde in den Vereinigten Schöps; Scheibe und Burghammer in die Kleine Spree; Laubusch in die Schwarze Elster Zwenkau/Cospuden, Störmthal/Markkleeberg und Hain/Haubitz in die Pleiße)
- (4) Einleitung von Dränagewasser aus Kommunen in die Fließgewässer (z. B. lokale Entwässerungsgräben in Neustadt, Spreewitz und Zerre)

Die Genehmigungen für die ersten drei Arten der Einleitungen (1), (2) und (3) werden durch bergrechtliche Zulassungsverfahren im Einvernehmen mit den Wasserbehörden beschieden. Die Nutzung von Fließgewässerstrukturen zur Überleitung von ungereinigten Sümpfungswässern aus einem Tagebau in eine Grubenwasserbehandlungsanlage wird nur bergrechtlich gewürdigt. Die Einleitungen von Dränagewasser in die Fließgewässer (4) haben keinen bergbaulichen Bezug und werden wasserrechtlich genehmigt. Für den Fall (4) werden in der Regel keine Grenzwerte festgelegt.

Für die Grubenwasserreinigungsanlagen im Freistaat Sachsen bestehen aktuell folgende Grenzwerte (Tabelle 5). Die Überwachung der Einleitwerte erfolgt überwiegend im Eigenbetrieb der Bergbauunternehmen und durch gelegentliche behördliche Kontrollüberwachungen.

**Tabelle 5: Wasserrechtliche Grenzwerte für Sumpfungswassereinleitung aus Grubenwasserreinigungsanlagen in die öffentliche Vorflut**

Herkunft	Einleitung	Zweck der Einleitung	Menge lt. Wasserrecht in m³/min	Geforderte Wasserqualität lt. Wasserrecht
GWBA Kringelsdorf	Schwarzer Schöps	Reinigung und Abschlag des Sumpfungswassers aus dem Tagebau Reichwalde	120	pH = 6,5...8,5 Fe-ges. ≤ 5 / -gel. ≤ 2 mg/L abfiltrierbare Stoffe ≤ 20 mg/L
GWBA Tzschelln (Kippenriegel und Kippen-dränagen)	Spree	Reinigung und Abschlag des gesümpften Kippenwassers aus dem Tagebau Nochten	30...50	pH = 6,5...8,5 Fe-ges. ≤ 3 / -gel. ≤ 2 mg/L abfiltrierbare Stoffe ≤ 20 mg/L
GWBA Schwarze Pumpe	Spree	Reinigung und Abschlag des Sumpfungswassers aus den Tagebauen Nochten und Welzow-Süd	180	pH = 6,5...8,5 Fe-ges. ≤ 3 / -gel. ≤ 1 mg/L abfiltrierbare Stoffe ≤ 20 mg/L
GWRA Neukieritzsch	Pleiße	Reinigung und Abschlag des Sumpfungswassers aus dem Tagebau Vereinigtes Schleenhain	60	pH = 6,5...8,5 Fe-ges. ≤ 3 / -gel. ≤ 1 mg/L abfiltrierbare Stoffe ≤ 20 mg/L

Das Land Brandenburg und der Freistaat Sachsen haben zur Lösung länderübergreifender wasserwirtschaftlicher Probleme in der Lausitz, die insbesondere aus dem Braunkohlebergbau resultieren, eine AG Flussgebietsbewirtschaftung gegründet. Der AG Flussgebietsbewirtschaftung ist dem AK Wasserbeschaffenheit nachgeordnet. Die AG bzw. der AK haben einen festen Mitgliederbestand, der sich aus Vertretern der entsprechenden Fachbehörden der Länder Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Berlin, aus Vertretern von Universitäten und Hochschulen sowie Vertretern der Bergbauunternehmen LMBV, Vattenfall Europe Mining AG und Vattenfall Europe Generation AG zusammensetzt. Die AG und der AK tagen turnusmäßig mehrmals im Jahr und laden zu spezifischen Fragestellungen Vertreter des Landes Berlin sowie weitere Experten aus Wissenschaft und Wirtschaft ein. Die AG bzw. der AK haben keine hoheitliche, sondern nur eine beratende Funktion. In der Regel jedoch folgt der wasserwirtschaftliche Vollzug auf Länder- und Landkreisebene den Empfehlungen der AG bzw. des AK.

Von der AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree–Schwarze Elster“ wurden unter Einbeziehung eines umfangreichen Expertenwissens Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße erarbeitet. Die Bewirtschaftungsgrundsätze werden regelmäßig aktualisiert. Die letzte Aktualisierung der Grundsätze datiert vom 24.04.2009 (AG 2009). Die Grundsätze für die Flussgebietsbewirtschaftung unterscheiden bei den wassergütwirtschaftlichen Regelungen zwischen Ausleitgrenzwerten aus Bergbaufolgeseen in die öffentlichen Fließgewässer (Tabelle 6) und Immissionszielen für die betroffenen Fließgewässer (Tabelle 7).

Für die Ausleitung aus dem Speichersystem Lohsa II über den Speicher Burghammer in die Kleine Spree werden ein neutraler Zustand, niedrige Konzentrationen für die fischtoxisch relevanten Zeigermetalle Eisen, Zink und Kupfer sowie eine limitierte Ammoniumkonzentration gefordert (Tabelle 6). Diese Grenzwerte sind durch wassergütwirtschaftliche Maßnahmen in den Bergbaufolgeseen einzuhalten.

**Tabelle 6: Ausleitgrenzwerte aus dem Speicher Burghammer in die Kleine Spree, nach AG (2009)**

Kennwert	Maßeinheit	Zielwert
pH-Wert		6,0 – 8,5
Fe-gesamt	mg/L	≤ 3
Fe-gelöst	mg/L	< 1
Ammonium-Stickstoff	mg/L	< 1,5
Zink	mg/L	< 1
Kupfer	mg/L	< 0,04

Die Sulfatkonzentration lässt sich in den Bergbaufolgeseen nach dem Stand der Technik und unter dem Gesichtspunkt der wirtschaftlichen Verhältnismäßigkeit nicht abreichern. Deshalb werden die Ausleitmengen aus dem Speicher Burghammer behördlicherseits so limitiert, dass in der Spree in Spremberg-Wilhelmsthal ein Immissionsgrenzwert von 450 mg/L Sulfat in der 90-Perzentile dauerhaft unterschritten wird (Tabelle 7). Dieses Immissionsziel ist durch eine abgestimmte Einzugsgebietenbewirtschaftung einzuhalten, die alle Nutzungen oberhalb des betreffenden Immissionspegels im Flussgebiet betreffen. Dabei werden die Nutzungsrangfolgen im Flusseinzugsgebiet beachtet. Die Gütesteuerung erfolgt deshalb nachrangig zur Mengensteuerung.

**Tabelle 7: Immissionsziele für die Spree in Spremberg-Wilhelmsthal (AG 2009)**

Kennwert	Maßeinheit	Zielwert
pH-Wert		6,0 – 8,5
Fe-gesamt	mg/L	≤ 3
Fe-gelöst	mg/L	< 1
Sulfat	mg/L	≤ 450
Ammonium-Stickstoff	mg/L	< 1
Zink	mg/L	< 1
Kupfer	mg/L	< 0,04

Die Einleitung von Sumpfungswässern aus den Braunkohlentagebauen zur Stützung des Wasserhaushaltes in den örtlichen Fließgewässern wird im Rahmen der Betriebsplanverfahren vom Berg- und Wasserrecht geregelt. Für den Tagebau Nochten sind derzeit folgende Regelungen, die die Fließgewässer im Untersuchungsgebiet betreffen, relevant (Tabelle 8).

**Tabelle 8: Sumpfungswasserabgaben und wasserrechtliche Grenzwerte**

Herkunft	Einleitung	Zweck der Einleitung	Menge lt. Wasserrecht in m³/min	Geforderte Wasserqualität lt. Wasserrecht
Randriegel Weißwasser und Trebendorf	Trebendorfer Tiergarten	Wasserversorgung des FFH-Gebites Trebendorfer Tiergarten	0...3	abfiltrierbare Stoffe ≤ 25 mg/L Fe-ges ≤ 5 mg/L
	Struga	Sicherung der ökologischen Mindestwasserführung im Oberlauf der Struga	0...10	abfiltrierbare Stoffe ≤ 25 mg/L Fe-ges ≤ 5 mg/L
	Altes Schleifer Teichgelände	Wasserversorgung des FFH-Gebietes Altes Schleifer Teichgelände	0...3	abfiltrierbare Stoffe ≤ 25 mg/L Fe-ges ≤ 5 mg/L

## 4.4 Auswirkungen des Grundwasserwiederanstiegs

In der Folge der energiepolitischen Wende im Osten Deutschlands wurde die Braunkohlenförderung Anfang der 1990er-Jahre deutlich verringert. Zahlreiche unrentable Tagebaue wurden außer Betrieb genommen. Mit der Sanierung der stillgelegten Tagebaue, die seit 1994 in der Verantwortung der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH liegt, wurde eine erste wasserwirtschaftliche Zäsur eingeleitet. Mit dem Fortschritt der geotechnischen Sanierung wurden die Wasserhaltungen der Tagebaue schrittweise eingestellt. Mit dem Beginn der Fremdflutung der Tagebauhohlformen wandelte sich der Sanierungsbergbau von einem ehemaligen „Wasserproduzenten“ zu einem „Wasserverbraucher“. In der Folge wurde zunehmend weniger Sumpfungswasser in die öffentliche Vorflut eingeleitet. Gleichzeitig entwickelte sich ein zusätzlicher Wasserbedarf zur Flutung der Bergbauhohlformen. Die begrenzten Wasserressourcen in den Fließgewässern erforderten eine spezielle Flutungssteuerung, die mit der Flutungszentrale der LMBV in der Lausitz organisatorisch umgesetzt wurde.

Mit zunehmendem Flutungsfortschritt erfolgte in den Sanierungsgebieten eine zweite wasserwirtschaftliche Zäsur. Parallel mit der Fremdflutung der Tagebauhohlformen wurde auch der Grundwasserwiederanstieg forciert. In den Grundwasserleitern stellten sich sukzessive natürliche nachbergbauliche Grundwasserstände ein. Die Wasserstände in den Grundwasserleitern fanden Anschluss an die Wasserspiegel der Oberflächengewässer. Die in der Bergbauhochzeit dominant infiltrierenden Verhältnisse zwischen den Fließgewässern und Grundwasserleitern wandelten sich in überwiegend exfiltrierende Verhältnisse um. Die Grundwasserleiter müssen fortan die Grundwasserneubildung aus den Einzugsgebieten abführen, was ihrer ursprünglichen Funktion entspricht. Mit dem Grundwasser werden jedoch auch die Produkte der Pyritverwitterung ausgetragen. Der Stoffeintrag aus den bergbaulich beeinflussten Grundwasserleitern in die Fließgewässer äußert sich als diffuser Stoffeintrag.

In die Bergbaufolgeseen erfolgt ein Grundwasserzustrom. Die begleitenden Stoffeinträge aus den Kippen und Grundwasserleitern führen in vielen Fällen zu einer Versauerung der Bergbaufolgeseen sowie zu einer Anreicherung von hohen Sulfat- und Eisenkonzentrationen. Das überschüssige Wasser muss aus den Bergbaufolgeseen in die Vorflut ausgeleitet werden. Dabei sind die vorgegebenen Wassergütekriterien einzuhalten.

Durch den Grundwasserwiederanstieg wurden einzelne Gebäude und ganze Ortsteile vernässt. Die Vernässung hat eine ihrer Ursachen in Geländesenkungen infolge der langjährigen und zum Teil beträchtlichen Grundwasserabsenkung während des Braunkohlebergbaus. Ein anderer Grund für Vernässungen ist, dass in den jahrzehntelang abgesenkten Gebieten Gebäude an Standorten errichtet wurden, wo vor dem Bergbau grundwassernahe Verhältnisse bestanden haben und die sich im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs auch so wieder einstellen. Zum Tiefhalten des Grundwasserspiegels in den betroffenen Gebieten wurden in Eigeninitiative der Gemeinden und Anwohner Entwässerungsgräben errichtet. Solche Entwässerungsgräben befinden sich zum Beispiel in Neustadt, in Spreewitz und in Zerze. Das Dränagewasser aus den Gräben wird ungereinigt in die örtliche Vorflut (hier: in die Spree) eingeleitet.

Im fortgeschrittenen Zustand des Sanierungsbergbaus sind die Fließgewässer wassergütewirtschaftlich vor allem mit den notwendigen Ausleitungen aus den Bergbaufolgeseen und mit den diffusen Grundwasserzuflüssen konfrontiert. Beide Wasserströme weisen unterschiedliche Belastungsmuster auf. Zahlreiche Bergbaufolgeseen werden entsprechend ihrer hydrogeologischen Konstellation langfristig vom Kippenwasser beeinflusst. Zu den Belastungen der Bergbaufolgeseen gehört damit auch Eisen. Zur Gewährleistung der notwendigen Ausleitkriterien (vgl. Kapitel 4.3) müssen die Bergbaufolgeseen mit einer entsprechenden Menge Frischwasser aus den örtlichen Fließgewässern versorgt oder chemisch behandelt werden. Die chemische Wasser-

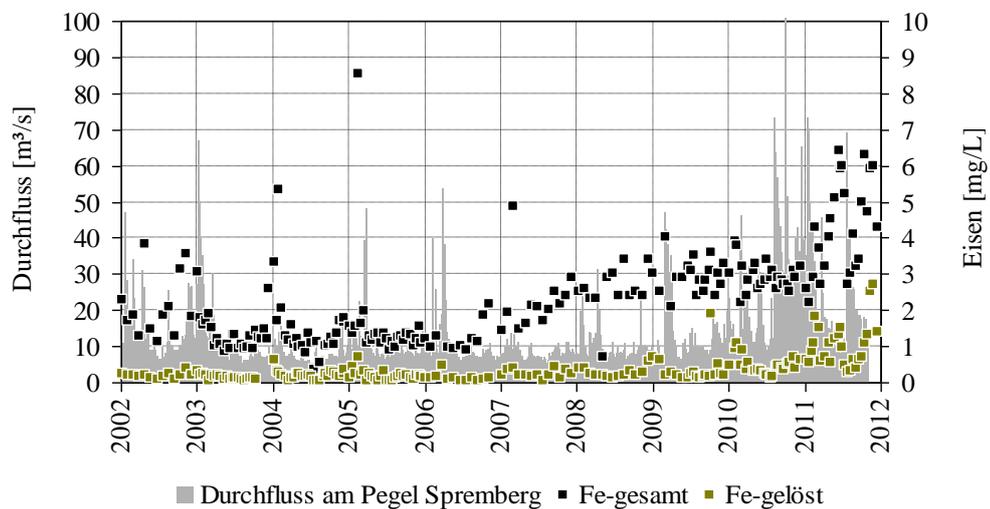
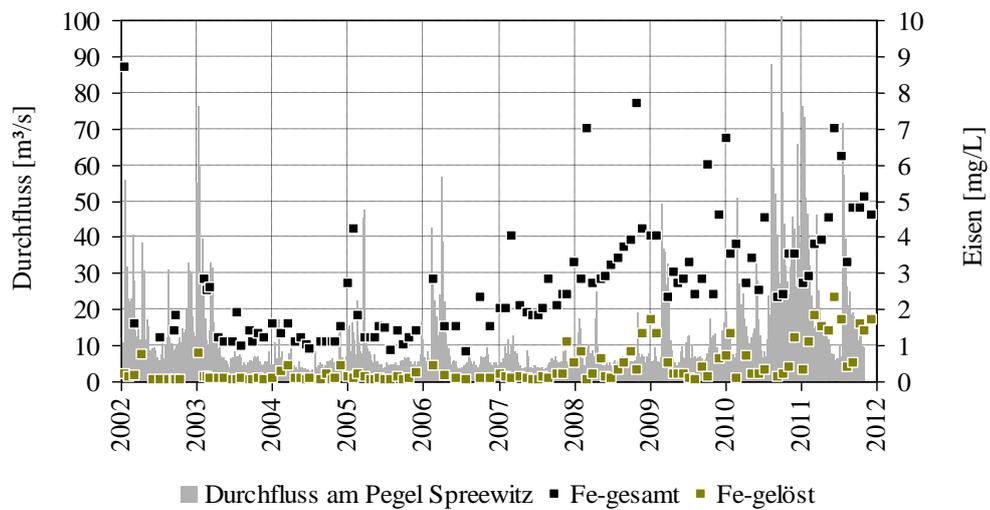
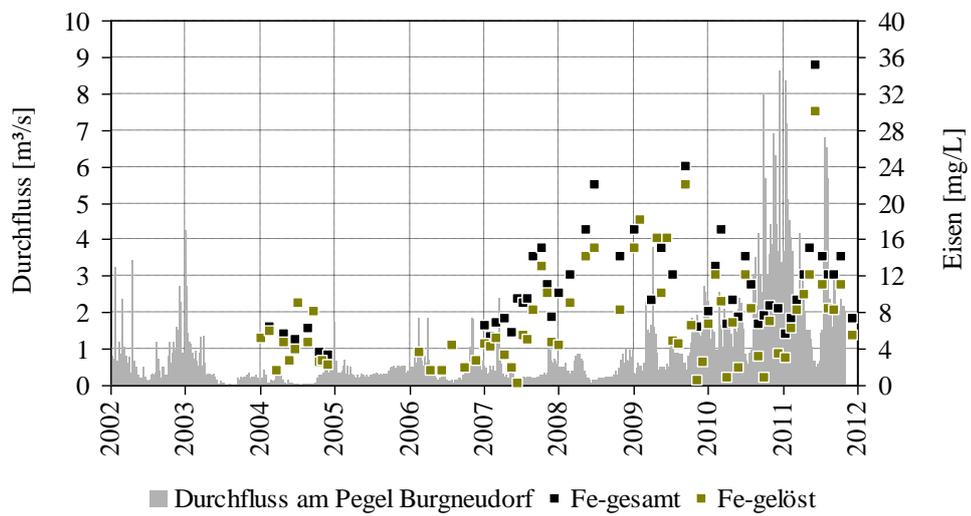
behandlung der Bergbaufolgeseen mit Neutralisationsmitteln (Kalksteinmehl, Kalkhydrat, Soda u. a.) erfasst den Säure-Basen-Zustand, also den pH-Wert und die Säurekapazität  $K_{S4,3}$  (Alkalinität) sowie die Metallkonzentrationen (Eisen, Aluminium, Zink, Kupfer). Der pH-Wert der sauren Bergbaufolgeseen wird mindestens auf  $>6,5$  angehoben. Die Metalle Eisen und Aluminium werden dabei in den Bergbaufolgeseen nahezu vollständig ausgefällt.

Die Wirkungen der diffusen Grundwasserzutritte zu den Fließgewässern sind in der Kleinen Spree, in der Spree (beide Lausitz) und in der Pleiße (Mitteldeutschland) anhand einer starken Eisenbelastung zurzeit deutlich sichtbar. Insgesamt vermittelt die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in der Spree in den zurückliegenden 10 Jahren ein wechselhaftes Bild der Beeinflussung durch den Braunkohlenbergbau. In Abbildung 15 und Abbildung 16 ist die Entwicklung der Eisen- und Sulfatkonzentration an folgenden drei Messstellen der Kleinen Spree und der Spree exemplarisch dargestellt:

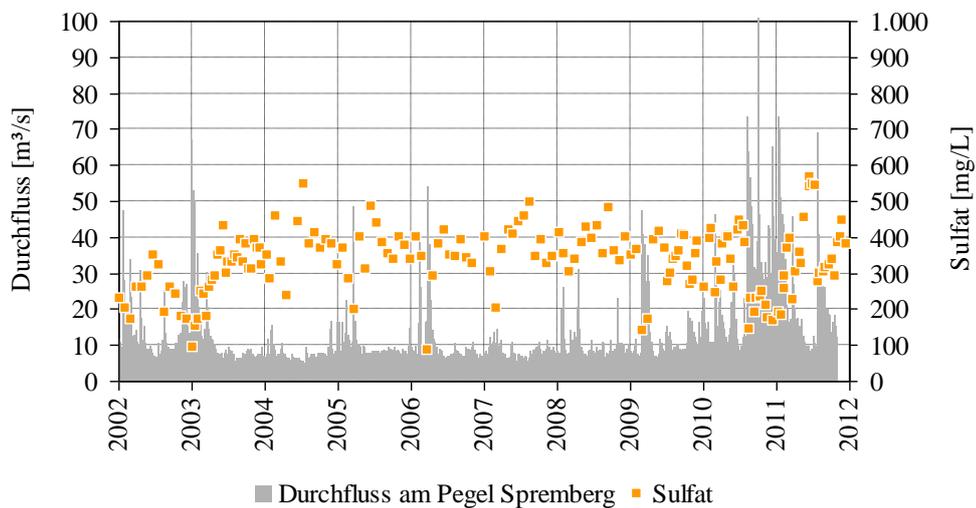
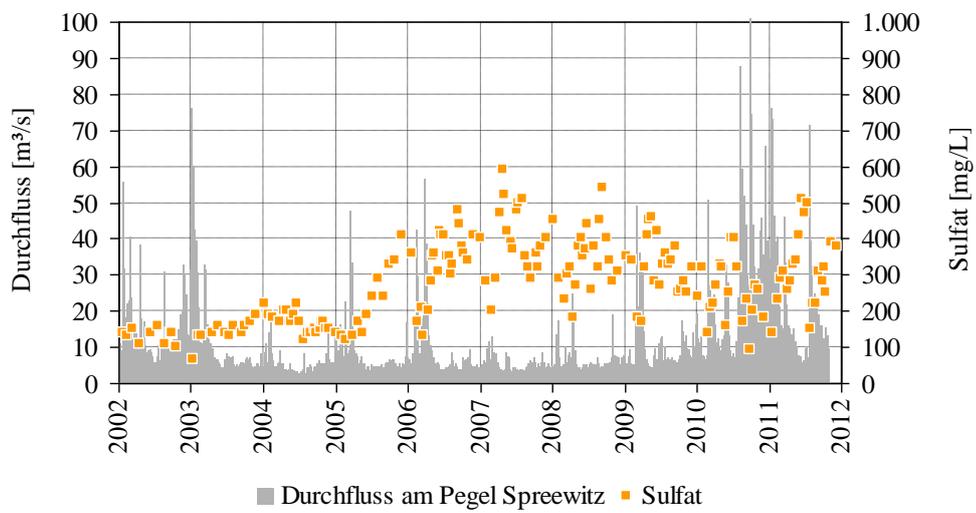
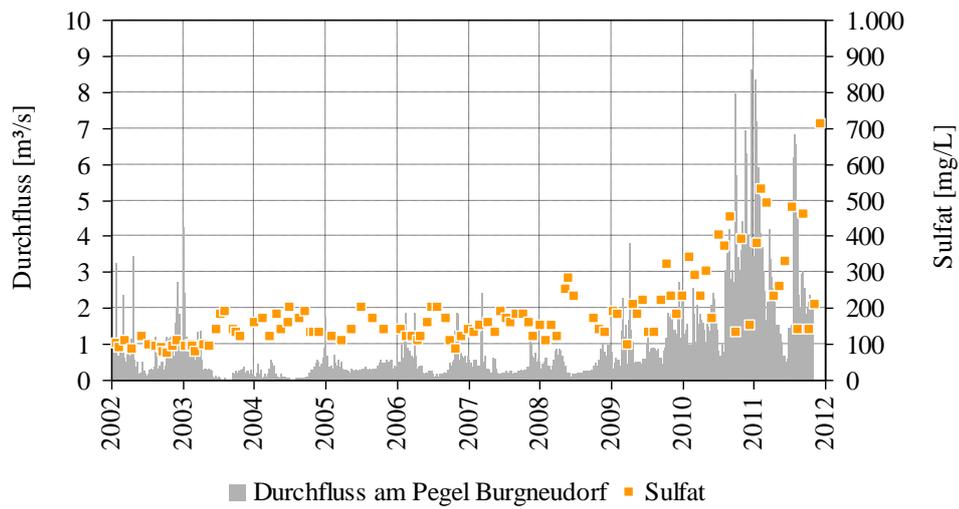
- oben: Kleine Spree in Spreewitz (Gütemessstelle F2210 des LfULG), vor der Mündung in die Spree
- Mitte: Spree in Zerre (Gütemessstelle F2140 des LfULG), nach Einmündung der Kleinen Spree
- unten: Spree in Spremberg (Gütemessstelle 20.923 des LUGV), nach Einmündung des Industriekanals

Die Kleine Spree zeigt infolge diffuser Grundwasserzutritte seit dem Jahr 2007 eine Erhöhung der Eisenkonzentration (Abbildung 15 oben). Die Eisenkonzentration der Kleinen Spree ist besonders in den Zeiten niedriger Abflüsse sehr hoch und wird bei Hochwasserführung, zum Beispiel im Winterhalbjahr 2010/2011, anteilig verdünnt. Die erhöhte Eisenkonzentration der Kleinen Spree äußert sich zunächst nur in einer höheren Eisengesamt-Konzentration in der Spree (Abbildung 15 Mitte). Die Eisen-gelöst-Konzentration ist hier vorerst noch niedrig. Erst im Jahr 2011 erhöht sich die Eisen-gelöst-Konzentration in der Spree bei Spreewitz substantiell. In dieser Zeit hatten die diffusen Grundwasserzutritte auch die Spree erreicht. In vergleichbarer Weise entwickelte sich auch die Eisenkonzentration in der Spree bei Spremberg. Durch die Verdünnungswirkung und Ausfällungen auf der Fließstrecke ist sie jedoch systematisch etwas niedriger als bei Spreewitz.

Im Vergleich zur Eisenkonzentration zeigt Abbildung 16 die Entwicklung der Sulfatkonzentration. In der Kleinen Spree ist auch am Sulfat der Einfluss der diffusen Grundwasserzutritte ab dem Jahr 2007 nachweisbar (Abbildung 16 oben). Die Sulfatkonzentration in der Spree bei Spreewitz ist aber bereits im Jahr 2005 signifikant gestiegen (Abbildung 16 Mitte). Das ist durch die Inbetriebnahme der GWBA Tzschelln im Tagebau Nochten (VEM) und eine Rückverlegung der Einleitstelle des hier gereinigten Sumpfungswassers im Flussgebiet verursacht. Das Sumpfungswasser, das heute in der GWBA Tzschelln gereinigt wird, wurde bis 2005 über den Industriekanal in die Spree eingeleitet. Deshalb ist die hydrochemische Zäsur des Jahres 2005 in Spremberg nicht nachweisbar. Die zunehmenden diffusen Grundwasserzutritte zur Spree lassen sich an der Sulfatkonzentration derzeit noch nicht nachweisen, weil das Konzentrationsniveau in der Spree bereits sehr hoch ist.



**Abbildung 15: Entwicklung der Eisenkonzentration in der Kleinen Spree (oben: Gütemessstelle F2210 in Spreewitz) und in der Spree (Mitte: Gütemessstelle 2140 in Zerre; unten: Gütemessstelle 20.923 in Spremberg)**



**Abbildung 16: Entwicklung der Sulfatkonzentration in der Kleinen Spree (oben: Gütemessstelle F2210 in Spreewitz) und in der Spree (Mitte: Gütemessstelle 2140 in Zerre; unten: Gütemessstelle 20.923 in Spremberg)**

## 4.5 Quellen und Potenziale der Eisenbelastung in den Fließgewässern

Die Eisenkonzentration im Reinwasser der Grubenwasserreinigungsanlagen liegt im Mittel deutlich niedriger, als die Grenzwerte nach Tabelle 5. Aus den Grubenwasserreinigungsanlagen werden heute keine relevanten Mengen Eisen mehr in die öffentlichen Fließgewässer eingetragen. Auch ein relevanter Eintrag von Eisen aus den Bergbaufolgeseen in die Fließgewässer ist praktisch ausgeschlossen, weil die Ausleitbedingungen (vgl. Kapitel 4.3) dies nicht gestatten.

Punktuelle Eintragsquellen für Eisen in die Fließgewässer sind ungereinigte Sumpfungswässer an den Stellen so genannter Ökowassereinleitungen, wie zum Beispiel in den Floßgraben, in den Rothwassergraben und in den Oberlauf der Struga. Diese Einleitungen finden mehr oder weniger kontinuierlich statt. In Einzelfällen, d. h. bei einem entsprechend hohen natürlichen Wasserdargebot in den Flusseinzugsgebieten, werden die Einleitmengen in den Wintermonaten gedrosselt. Weil hier keine Reinigungsanlagen vorgesehen sind, ist die Eisenkonzentration von den verfügbaren Sumpfungswässern abhängig. Die Eisenkonzentration kann deshalb schwanken. Für die Einleitungen in den Floßgraben und Rothwassergraben wurden zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit Randriegel nach hydrochemischen Kriterien selektiert. Zur Bespannung der beiden Gräben werden bevorzugt eisenarme Tiefenwässer aus einem Graben aus der Ortslage von Weißwasser verwendet.

Als diffuse Eintragsquelle für Eisen in die Fließgewässer hat sich das wieder angestiegene Grundwasser entwickelt (Kapitel 4.4). Weil die Schwankungen des nachbergbaulichen Grundwasserspiegels vergleichsweise gering sind, hat die Intensität des diffusen Eiseneintrags in die Fließgewässer nur eine vergleichsweise geringe saisonale Variabilität. Die Eisenbelastung der Fließgewässer wird vielmehr vom Durchfluss und von den meteorologischen Verhältnissen beeinflusst. Der Durchfluss bestimmt im Wesentlichen den Verdünnungsgrad und den Sedimenttransport sowie über die Fließgeschwindigkeit auch die Transportentfernungen für die Eisenverbindungen. Die meteorologischen Verhältnisse – und hier vor allem die Wassertemperatur und das Lichtklima – beeinflussen die Oxidationsgeschwindigkeit des Eisen(II) zu Eisen(III).

Von der LMBV wurden in den zurückliegenden Jahren umfangreiche Untersuchungen zu den Eiseneinträgen in die Kleine Spree und in die Spree durchgeführt. Die Ergebnisse sind in (IWB 2010a), in (IWB 2011) und in (IWB 2012) dokumentiert.

Nachfolgend ist die aktuelle Eisenbelastung der Kleinen Spree nördlich von Burghammer und der Spree bis zur Talsperre Spremberg beispielhaft dargestellt. Die Daten wurden von der LMBV zur Verfügung gestellt und aus IWB (2011) entnommen. Zum Zeitpunkt der Stichtagsmessung im Sommer 2011 herrschte Niedrigwasserabfluss in der Kleinen Spree. Am Pegel Burg 2 wurde ein Durchfluss von  $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$  gemessen. Die Darstellung der gemessenen Eisenkonzentrationen in Abbildung 17 lässt erkennen, wie sich die Kleine Spree bis zur Mündung infolge der diffusen Grundwasserzutritte mit Eisen anreichert. Die Eisenkonzentration der Kleinen Spree erreicht mündungsnah fast  $40 \text{ mg/L}$  als Eisen-gesamt und über  $30 \text{ mg/L}$  als Eisen-gelöst. Das sind hier die bisher höchsten gemessenen Werte für die Eisenbelastung.

Der Durchfluss der Spree in Spreewitz betrug zum Stichtag etwa  $6 \text{ m}^3/\text{s}$ . Die Eisenkonzentration in der Spree ergab sich aus der Vorbelastung der Spree vor Einmündung der Kleinen Spree und aus dem Eintrag aus der Kleinen Spree. Die Eisen-gesamt-Konzentration nach dem Zusammenfluss entsprach etwa dem Mischungsverhältnis beider Fließgewässer. Die Eisen-gesamt-Konzentration verringert sich im weiteren Flussverlauf der

Spree durch Verdünnung infolge des Zuflusses eisenarmen Wassers aus dem Industriekanal und infolge der Ausfällung von Eisen(III)hydroxid im Flussbett. Die Abreicherung von Eisen-gesamt ist im restlichen Flussverlauf der Spree bis zur Talsperre Spremberg jedoch nicht sehr stark. Die Abreicherung von Eisen-gelöst, unter den gegebenen pH-Bedingungen ausschließlich als Eisen(II) vertreten, ist im Vergleich dazu deutlich wirkungsvoller (Abbildung 17 unten). Die Ursache hierfür ist die Oxidationskinetik von Eisen(II), die unter den gegebenen Bedingungen deutlich schneller verläuft als die Sedimentation. Das führt dazu, dass nahezu das gesamte Eisen(II) bis zur Stauwurzel der Talsperre Spremberg oxidiert wird.

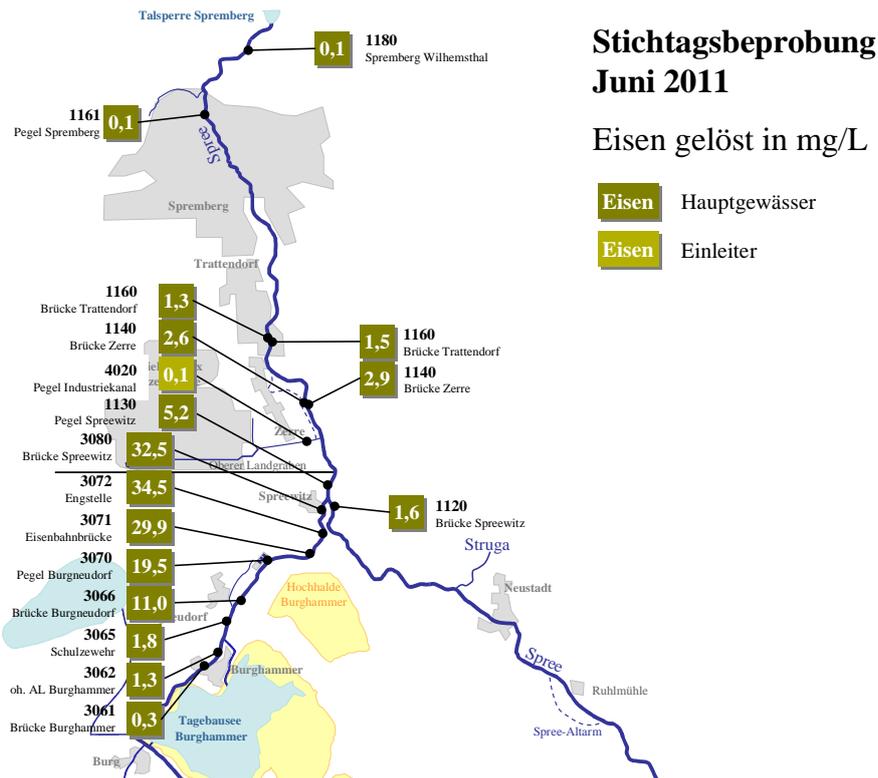
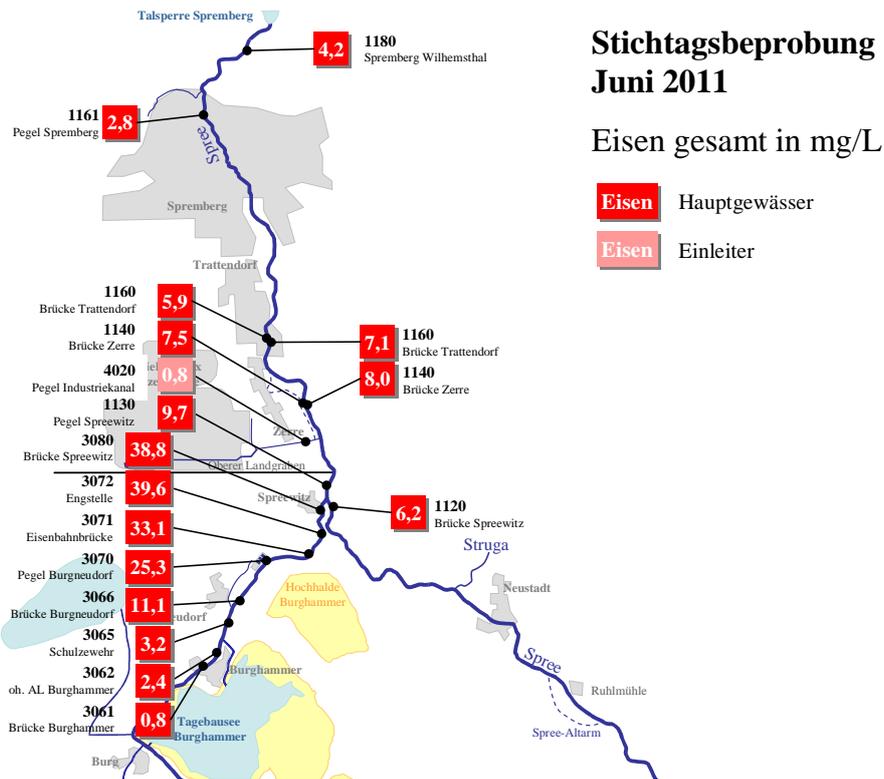
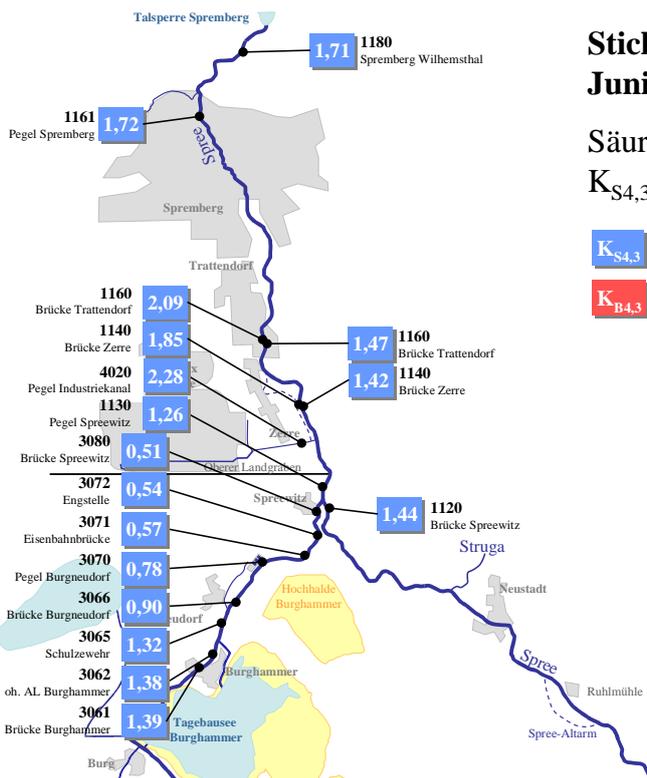
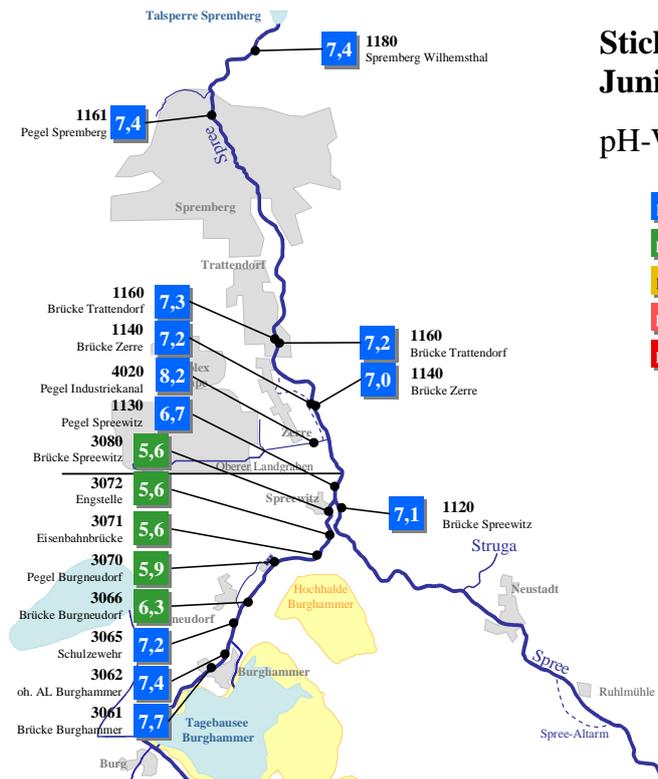


Abbildung 17: Momentaufnahme der Eisenbelastung der Kleinen Spree zwischen Burghammer und Mündung sowie der Spree zwischen Spreewitz und Spremberg-Wilhelmsthal, aus IWB (2011)

In Abbildung 18 ist die Wirkung der Eisenoxidation und -hydrolyse auf den pH-Wert und die Pufferung der Fließgewässer dargestellt. Die bei weitem noch unvollständige Oxidation und Hydrolyse des Eisens in der Kleinen Spree führt zum Stichtag zu einer Verringerung des pH-Wertes von ca. 7,7 in Burghammer auf ca. 5,6 in Spreewitz. Die Säurekapazität  $K_{S4,3}$  (Alkalinität) wird auf der gleichen Strecke von etwa 1,4 mmol/L auf etwa 0,5 mmol/L gezehrt! In der Spree ist die Wirkung der Eisen(III)-hydrolyse auf den pH-Wert und auf die Säurekapazität  $K_{S4,3}$  aufgrund der vergleichsweise geringen Eisenkonzentration und dem Eintrag zusätzlicher Alkalinität mit dem Industriekanal vernachlässigbar gering. Die unterschiedlichen Messergebnisse an beiden Ufern der Spree in Zerre und Trattendorf zeigen, dass die Einmischung des Industriekanal einen längeren Fließgewässerabschnitt in Anspruch nimmt.



**Abbildung 18: Momentaufnahme des pH-Wertes und der Alkalinität in der Kleinen Spree zwischen Burghammer und Mündung sowie in der Spree zwischen Spreewitz und Spremberg-Wilhelmsthal, aus IWB (2011)**

## 4.6 Klassifizierung der Belastungsquellen

### 4.6.1 Klassifizierung nach Eisenbelastung

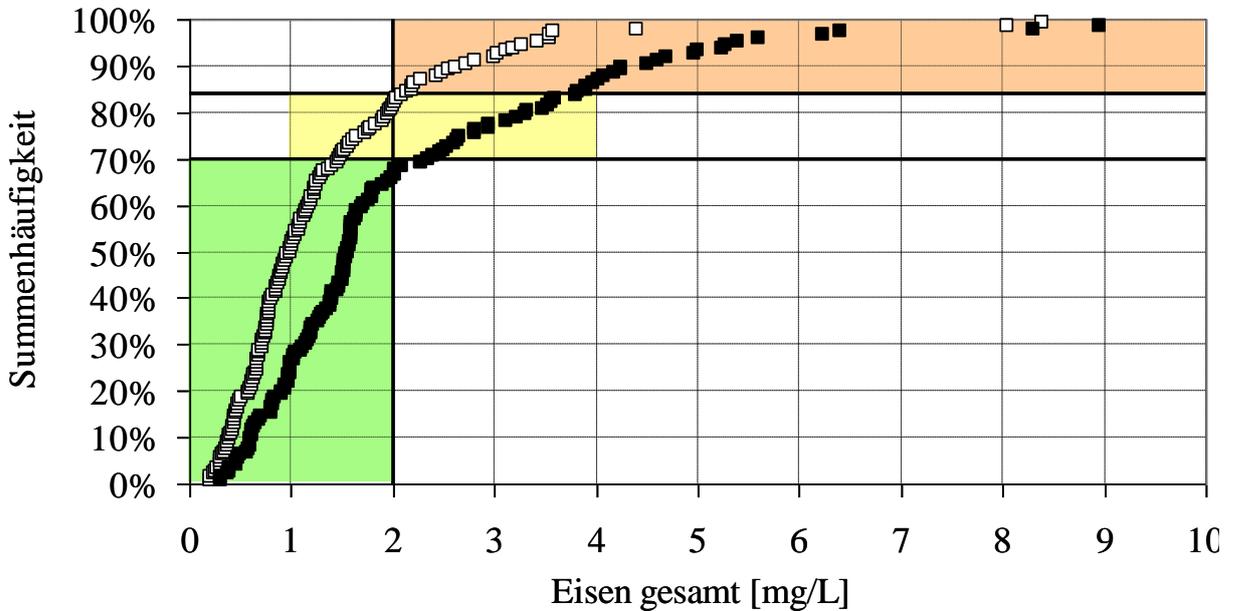
Zur Klassifizierung der Eisenbelastung in den Fließgewässern wurden die behördlichen Monitoringdaten des LfULG in den Flussgebieten Lausitzer Neiße, Spree, Schwarze Elster, Elbe, Vereinigte Mulde und Weiße Elster im Zeitraum von 1999 bis 2011 verwendet. Es standen Beschaffenheitsdaten von insgesamt 146 relevanten Messstellen zur Verfügung. Soweit vorhanden, wurden den Beschaffenheitsdaten die Durchflüsse zugehöriger Bezugspegel zugewiesen. Die Durchflussdaten wurden als Tageswerte vom LfULG für den Zeitraum von 1999 bis 2011 bereitgestellt. Es standen Durchflussdaten von 11 relevanten Bezugspegeln zur Verfügung. Davon liegen allein 8 im Flussgebiet der Spree. Für die ausgewählten Beschaffenheitsmessstellen der Lausitzer Neiße, der Vereinigten Mulde und der Weißen Elster lagen keine Durchflussdaten vor.

Die Bewertung der Eisenbelastung in den Fließgewässern konnte in Abhängigkeit von den vorhandenen Daten hinsichtlich folgender Kriterien vorgenommen werden:

- Quelle der Eisenbelastung (lokal, diffus)
- Dauer der Belastung (dauerhaft, saisonal)
- Hydrochemie der Fließgewässer (z. B. Säure-Basen-Zustand)
- Hydrologie der Fließgewässer (z. B. Fließgeschwindigkeit und Durchflussvarianz)
- Gewässerökologie (z. B. Gewässerstruktur und Makrophytenbewuchs)

Die Berücksichtigung der aufgeführten Kriterien bei der Klassifizierung der Eisenbelastung ist von der Dichte der vorliegenden Daten abhängig. So gibt die Verschneidung zwischen Durchfluss und Beschaffenheit Aufschluss darüber, ob die Eisenbelastung ereignisbezogen (singulär) oder aber durch mehr oder weniger dauerhaften Grundwassereinfluss entsteht. Weil nur wenige der Beschaffenheitsmessstellen einem Bezugspegel zugeordnet werden können, ist die durchflussabhängige Betrachtung der Eisenbelastung nur bedingt möglich. Zur Entscheidungsfindung, ob eine Eisenbelastung für das betrachtete Fließgewässer vorliegt, wurde zum einen der Schwellenwert für die Wasserrechtliche Erlaubnis zur Einleitung in die Fließgewässer nach AbwV (2009) von 3 mg/L angesetzt. Die Grenze für die optische Wahrnehmung von Eisen in Gewässern bewegt sich erfahrungsgemäß zwischen 2 und 3 mg/L. Basierend auf diesen Angaben wurden 2 mg/L in den folgenden Bewertungen als untere Grenze einer vorliegenden Eisenbelastung in den einzelnen Fließgewässern angenommen.

Zur Auswahl der Messstellen, an denen eine mögliche Eisenbelastung vorliegt, wurden zunächst die Summenkurven der mittleren Eisen-gesamt-Konzentration und der Eisen-gesamt-Konzentration im 90-Perzentil bewertet (Abbildung 19). Es zeigte sich, dass im 90-Perzentil etwa 70 % und im Mittel etwa 85 % aller untersuchten Messstellen eine Eisen-gesamt-Konzentration unter 2 mg/L aufweisen (Abbildung 19). Mit Hilfe dieser Betrachtung können die Messstellen bereits im Vorfeld in drei Gruppen der Eisenbelastung unterteilt werden.

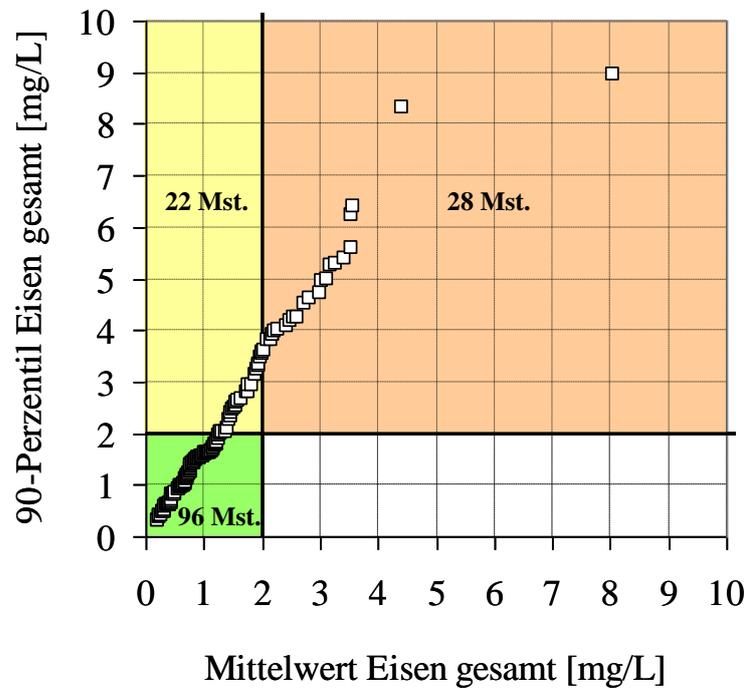


□ Mittelwerte ■ 90-Perzentil

**Abbildung 19: Summenhäufigkeit der Mittelwerte und der 90-Perzentile der Eisen-gesamt-Konzentration aller relevanten Messstellen und Gruppierung der Messstellen nach Art der Belastung**

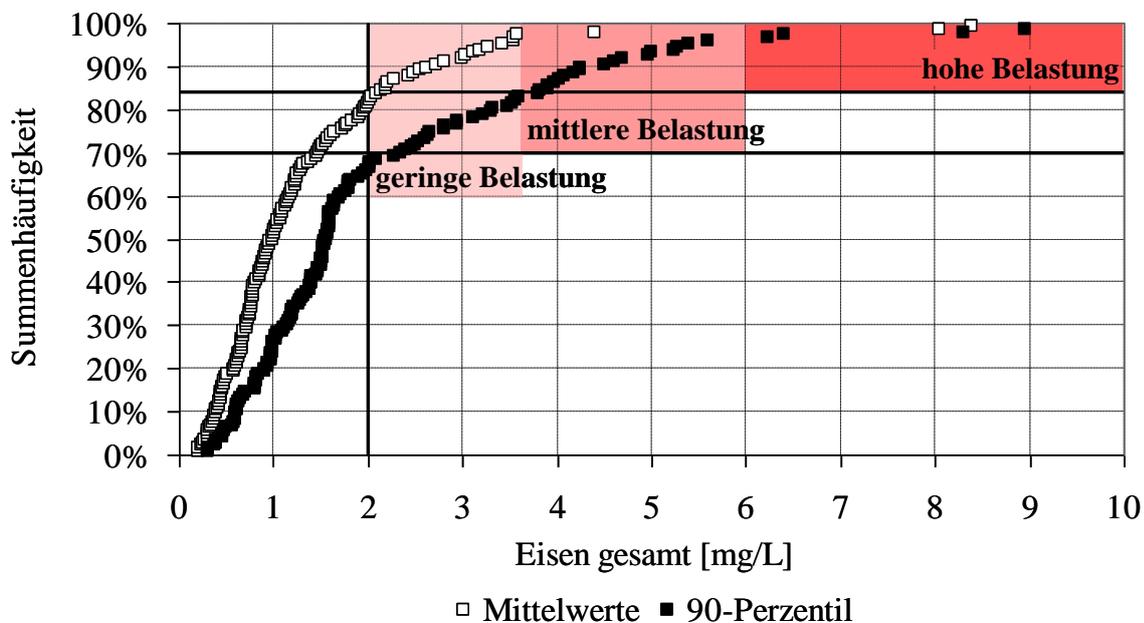
Messstellen, an denen die Eisen-gesamt-Konzentration sowohl im Mittel als auch im 90-Perzentil unter 2 mg/L liegt, weisen keine Eisenbelastung auf (Abbildung 19, grüner Bereich). Diese Messstellen werden im Weiteren nicht betrachtet. Tritt eine Überschreitung des Schwellenwertes nur im 90-Perzentil auf, kann von einer temporär erhöhten Eisenbelastung ausgegangen werden (Abbildung 19, gelber Bereich). Eine dauerhafte Eisenbelastung wird für die Messstellen erwartet, an denen der Schwellenwert sowohl im Mittel als auch im 90-Perzentil überschritten wird (Abbildung 19, roter Bereich)

Abbildung 20 zeigt den Zusammenhang des Mittelwertes der Eisen-gesamt-Konzentration mit dem 90-Perzentil der Eisen-gesamt-Konzentration. Von den insgesamt 146 untersuchten Beschaffenheitsmessstellen wird der Schwellenwert von 2 mg/L Eisen-gesamt von 96 Messstellen sowohl im Mittel als auch im 90-Perzentil nicht überschritten. Diese Messstellen weisen keine Eisenbelastung auf. Von den verbleibenden 50 Messstellen unterliegen 22 Messstellen einer temporären und 28 Messstellen einer dauerhaften Belastung (Abbildung 20).



**Abbildung 20: Zusammenhang zwischen dem Mittelwert und der 90-Perzentil der Eisen-gesamt-Konzentration aller Messstellen**

Die Messstellen, die eine temporäre bzw. eine dauerhafte Eisenbelastung aufweisen, werden in Klassen verschiedener Belastungsstärken unterteilt. Die Festlegung des Grenzwerts für die Stärke der Belastung orientierte sich am Muster der Summenkurven. Somit lassen sich alle Messstellen, die im Mittel bzw. im 90-Perzentil eine Eisen-gesamt-Konzentration unter ca. 3,5 mg/L aufweisen, als gering belastet einstufen. Bis zu einer Eisenkonzentration von etwa 6,0 mg/L wird von einer mittleren Belastung ausgegangen. Messstellen mit einer Eisenkonzentration größer 6,0 mg/L werden mit dem Attribut hohe Belastung belegt (vergleiche Abbildung 21).



**Abbildung 21: Summenhäufigkeit der Mittelwerte und der 90-Perzentile der Eisen-gesamt-Konzentration aller relevanten Messstellen und Bewertung der Belastungsstärke**

#### 4.6.2 Flussgebietsbezogene Analyse

Die Flussgebietsbezogene Analyse der Eisenbelastung ergab, dass von den insgesamt 146 Beschaffenheitsmessstellen 12 Messstellen eine geringe Eisenbelastung, 14 Messstellen eine mittlere und 5 Messstellen eine hohe Eisenbelastung aufweisen. Für 115 Messstellen konnte keine relevante Eisenbelastung festgestellt werden.

Im Flussgebiet der Spree wiesen nahezu 50 % aller Messstellen eine relevante Eisenbelastung auf. Damit ist die Spree das am stärksten mit Eisen belastete Flussgebiet. Die hohe Eisenbelastung lässt sich vor allem durch die hohe bergbauliche Beeinflussung des Flussgebietes erklären.

Im Flussgebiet der Weißen Elster, das ebenfalls bergbaulich beeinflusst ist, sind ca. 20 % aller Messstellen eisenbelastet. Auch im Flussgebiet der Vereinigten Mulde und der Schwarzen Elster waren annähernd 20% der betrachteten Messstellen durch eine Eisenbelastung gekennzeichnet. Im Unterschied zur Weißen Elster lässt sich die Eisenbelastung im Bereich der Vereinigten Mulde und der Schwarzen Elster auf den Grundwassereinfluss von Vernässungsflächen bzw. Niedermooren zurückführen. Die Eisenbelastung trat überwiegend saisonal auf.

Im Flussgebiet der Elbe waren nur 6 % der Messstellen von einer Eisenbelastung betroffen. Im Einzugsgebiet der Lausitzer Neiße wies eine von drei Messstellen eine erhöhte Eisenbelastung auf. In beiden Flussgebieten trat die Eisenbelastung saisonal vor allem in Folge von Grundwassereinfluss auf.

## 5 Rechtliche Grundlagen für den Umgang mit erhöhten Eisenkonzentrationen

### 5.1 EU-Recht und Richtlinien einzelner Staaten

Die Richtlinien der Europäischen Union EU (früher EWG) müssen in den Mitgliedsstaaten in nationales Recht umgesetzt werden und sind dann rechtsverbindlich. Bereits vor dem Jahr 2000 wurde eine Reihe von Einzelrichtlinien zum Gewässer- und Trinkwasserschutz verabschiedet, die in deutsches Recht übernommen wurden. Davon enthalten lediglich zwei Richtlinien konkrete Festlegungen zur Eisenkonzentration:

- Richtlinie (RL) 75/440/EWG (1975) „Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten“ (aufgehoben 2007 durch RL 2000/60/EG)
- Richtlinie (RL) 98/83/EG (1998) „Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch“

In der EU-Wasserrahmenrichtlinie (RL 2000/60/EG, 2001) wurden alle bis dahin bestehenden Richtlinien zum Gewässerschutz zusammengefasst und mit dem Ziel der Gewährleistung mindestens eines guten ökologischen und chemischen Zustandes für das Oberflächen- und Grundwasser erweitert. In der Richtlinie werden allerdings keine konkreten Umweltnormen, sondern lediglich Zielstellungen verbal definiert. Mit Inkrafttreten der WRRL wurden einige der alten Richtlinien aufgehoben bzw. deren Aufhebung ist geplant. Nach Verabschiedung der WRRL behalten jedoch andere Gewässerschutzrichtlinien auch eigenständige Bedeutung und gelten z. T. befristet weiter. In der Tochterrichtlinie RL 2008/105/EG (2008) „Umweltqualitätsnormen“ wurden in Fortschreibung der WRRL für 33 prioritäre Stoffe EU-weite chemische Umweltqualitätsnormen festgesetzt. Die Eisenkonzentration wird nicht aufgeführt. Auch in der Richtlinie 2006/118/EG (2006) zum „Schutz des

Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung“, der alten RL 78/659/EWG (1978) und neuen „Fischgewässerrichtlinie“ RL 2006/44/EG (2006) sowie der „Badegewässerrichtlinie“ RL 76/160/EWG (1976) die Ende 2014 durch RL 2006/7/EG (2006) ersetzt wird, sind keine Vorgaben für Eisen enthalten.

Darüber hinaus gibt es eine Reihe von Richtlinien aus EU- und Nicht-EU-Staaten bzw. grenzübergreifende Regelungen, in denen Grenz- bzw. Schwellenkonzentrationen für Eisen zum Schutz der aquatischen Biozönose genannt werden. Die wichtigsten davon sind:

- Ambient Water Quality Guidelines for Iron, Ministry of Environment Province of British Columbia (BC-MEP 2008)
- Directive Proposals for Environmental Quality Standards for Annex VIII Substances, UK Technical Advisory Group on the Water Framework (UK-TAG 2008)
- Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: iron (total dissolved), Environment Agency UK & Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER 2007)
- Iron Criteria and Implementation for Iowa Surface Waters, Iowa Department of Natural Resources (IA-DNR 2005)
- Entwurf zur Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend die allgemeine Beschränkung von Immissionen in Fließgewässern (Stand 18.08.1995), Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft der Republik Österreich (BMLF 1995)
- Quality Criteria for Water, United States Environmental Protection Agency, EPA 440/5-86-001, 01.05.1986, (US-EPA 1986)

Die Aussagen vorgenannter Dokumente bezüglich des Eisengehaltes in Gewässern sind in Tabelle 9 zusammengestellt. Der Status „rechtsverbindlich“ in der Tabelle ist in dem Sinne zu verstehen, dass der genannte Wert entweder im Betrachtungsgebiet dieses Gutachtens für das entsprechende Schutzgut bereits einzuhalten ist bzw. nach Umsetzung der entsprechenden übergeordneten Richtlinie oder Verordnung in Recht auf Bundes- bzw. Bundeslandebene eingehalten werden muss. „Informativ“ bedeutet, dass der genannte Wert im Betrachtungsgebiet (Sachsen) nur informativen Charakter hat.

**Tabelle 9: Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Eisen im Süßwasser in der EU und Nicht-EU-Staaten**

Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen-/Grenzwert in mg/l
RL 75/440/EWG Richtlinie für Oberflächenwasser zur Gewinnung von Trinkwasser (1975)	informativ (außer Kraft seit 2007)	Mensch (Trinkwasser)	Grenzwerte Eisen gelöst nach Aufbereitungskategorien A1, A2, A3 (95 bzw. 90 % Prz.) 0,3 2,0 1,0 Grenzwerte Eisen gelöst nach Kategorien A1-A2 der Aufbereitungsverfahren 95 %-Perzentil A1: 0,3 A2: 2,0 Leitwert Kategorie A3 90 %-Perzentil A3: 1,0
RL 98/83/EG EU-Trinkwasserrichtlinie (1998)	rechtsverbindlich	Mensch (Trinkwasser)	Fe gesamt: 0,2
RL 2000/60/EG EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000)	rechtsverbindlich	Gewässerbiozönose, Wasser	Verweis auf nationale Festlegung

Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen-/Grenzwert in mg/l
RL 2008/105/EG EU-Richtlinie UQN (2008)	rechtsverbindlich	Gewässerbiozönose, Wasser	keine Angaben zu Eisen
RL 2006/118/EG Grundwasserrichtlinie (2006)	rechtsverbindlich	Wasser	keine Angaben zu Eisen
RL 2006/7/EG EU-Badegewässerrichtlinie (2006)	rechtsverbindlich	Mensch	keine Angaben zu Eisen
RL 2006/44/EG EU-Fischgewässerrichtlinie (2006)	rechtsverbindlich bis 2013	Fische	keine Angaben zu Eisen
UK-TAG (2008) UK Technical Advisory Group on the Water Framework	informativ	Gewässerbiozönose	Fe gelöst chronisch: 1,0
MEPBC (2008) Ministry of Environment, Prov. of British Columbia	informativ	Gewässerbiozönose	Fe gelöst: 0,35 Fe gesamt: 1,0
EAUK & SNIFFER (2007) Environment Agency UK & Scotland & Northern Ireland	informativ	Gewässerbiozönose	Fe gelöst PNEC akut: 0,041 PNEC chronisch: 0,016
IA-DNR (2005) Iowa Dep. of Natural Resources	informativ	Gewässerbiozönose	Fe gesamt: 1,0
BMLF (1995) Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Österreich	informativ	Gewässerbiozönose, Wasser	für Karbonathärte < 300 mg/l CaCO <sub>3</sub> Berglandgewässer: 0,25 Flachlandgewässer: 1,5
US-EPA (1986) United States Environmental Protection Agency	informativ	Gewässerbiozönose	Fe gesamt: 1,0

## 5.2 Nationale Richtlinien bzw. Gesetze und Verordnungen

In Bundesrecht werden die Regelungen der EU bezüglich des Gewässerschutzes im Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009) und den darauf basierenden Verordnungen, vor allem Oberflächengewässerverordnung (OgewV 2011), Abwasserverordnung (AbwV 2009), Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2011), Grundwasserverordnung (GrwV 2010) umgesetzt.

Darüber hinaus finden sich Schwellenwerte (informativ) zu Eisen lediglich in Richtlinien der DDR. Für festgelegte Messstellen an den Gewässern Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße hat die AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree–Schwarze Elster“ (2009) unterschiedliche Immissionsziele sowie Ausleitungsempfehlungen für Eisen aus Speichern und Tagebauseen ausgearbeitet. Die in den genannten Dokumenten enthaltenen Festlegungen zum Eisen sind in Tabelle 10 zusammengestellt.

**Tabelle 10: Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Eisen im Süßwasser in Deutschland (Bundesebene)**

Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen-/Grenzwert in mg/l
WHG (2009) Wasserhaushaltsgesetz, Bund, zuletzt geändert 22.12.2011	rechtsverbindlich	Wasser	Verschlechterungsverbot, Erreichung/Erhaltung guter ökologischer Zustand/Potenzial
OGewV (2011) Oberflächengewässerverordnung	rechtsverbindlich	Gewässerbiozönose, Wasser	keine Angaben zu Eisen
TrinkwV (2001) Trinkwasserverordnung (Neufassung 2011)	rechtsverbindlich	Mensch	Eisen, gesamt: 0,2
GrwV (2010) Grundwasserverordnung, Bund	rechtsverbindlich	Wasser	keine Angaben zu Eisen
AbwV (1997) Abwasserverordnung, zuletzt geändert 31.07.2009	rechtsverbindlich	Gewässerbiozönose, Wasser	nach Branchen: $\leq 3 \dots \leq 5$
AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree–Schwarze Elster“ (2009)	informativ	Wasser (Standgewässer)	Ausleitwerte aus Tagebauseen Fe gesamt < 3 Fe gelöst < 1 Immissionsziele im Gewässer Fe gesamt $\leq 2 \dots \leq 3$ Fe gelöst $\leq 0,1 \dots \leq 1$
LAWA (2001) Anforderungen an Wasserqualität von Tagebauseen	informativ	Wasser	keine Angaben zu Eisen
TGL 22764 (1982)	informativ	Wasser (Fließgewässer)	nach Beschaffenheitsklassen z.B. BK 2 (Fe gesamt) $\leq 1$
TGL 27885/01 (1982)	informativ	Wasser (Standgewässer)	nach Beschaffenheitsklassen z.B. BK 2 (Eisen gelöst) $\leq 0,5$

## 5.3 Richtlinien der Bundesländer und untergeordneten Verwaltungsebenen

Die jeweiligen Landeswassergesetze setzen die Rahmengesetzgebung des Bundes in den Bundesländern um. Im Freistaat Sachsen geschieht dies durch das Sächsische Wassergesetz (SächsWG 2010). Auf dieser Grundlage kann für Gewässerbenutzungen von den jeweiligen Wasserbehörden eine entsprechende „Wasserrechtliche Erlaubnis“ erteilt werden, in denen Überwachungswerte für Eisen festgeschrieben werden können. Die Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung (SächsWRRLVO 2004) galt nur bis zum Inkrafttreten der Oberflächengewässerverordnung des Bundes. Darüber hinaus ist die Fischgewässerverordnung der EU in der Sächsischen Fischgewässerverordnung (SächsFischgewV 1997) umgesetzt worden. Hier finden sich entsprechend der EU-Richtlinie keine Grenz- oder Leitwerte für Eisen. Auf Länderebene finden sich Festlegungen zu Eisen lediglich in den AGA (1991) und einem Entwurf (1996) der Güteanforderungen für rheinland-pfälzische Fließgewässer. Die Festlegungen zum Eisen sind in Tabelle 11 zusammengestellt:

**Tabelle 11: Literaturangaben zu Grenzkonzentrationen von Eisen im Süßwasser von Bundesländern und untergeordneten Verwaltungsebenen**

Quelle (Autor)	Status	Schutzgut	Schwellen-/Grenzwert in mg/l
SächsWG (2010) Sächsisches Wassergesetz, Stand 19.10.2010	rechtsverbindlich	Wasser	keine Angaben zu Eisen
SächsWRRRLVO (2004) Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung	informativ	Wasser	keine Angaben zu Eisen
SächsFischgewV (1997) Sächsische Fischgewässerverordnung	rechtsverbindlich bis 2013	Fische	keine Angaben zu Eisen
Wasserrechtliche Erlaubnis (Einleitung von Abwasser) nach AbwV (2009)	rechtsverbindlich	Wasser	Mindestanforderungen für Erlaubniswerte für einige Branchen Gesamteisen: in der Regel 3 mg/l einige Herstellungsbereiche auch 5 mg/l
Güteanforderungen für rheinland-pfälzische Fließgewässer, Entwurf Oktober 1992 (zit. in DVWK 1996)	informativ	Wasser, Fließgewässer	≤ 1,5
AGA (1991) Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer Nordrhein-Westfalen	informativ	Wasser, Fließgewässer	Eisen, gesamt ≤ 2

## 6 Auswirkungen hoher Eisenkonzentration auf die Biologie

### 6.1 Allgemeine Auswirkungen

Eisen ist zunächst ein essenzieller Mikronährstoff für Pflanzen und Tiere (EAUK & SNIFFER 2007). Es wird von Pflanzen und Tieren aktiv aufgenommen. Nach XING & LIU (2011) nehmen Makrophyten Eisen aktiv sowohl über die Wurzeln als auch Stängel und Blätter auf. Das bedeutet im Umkehrschluss, dass die Organismen auch über entsprechende Mechanismen verfügen, die erhöhte Eisengehalte bis zu einem bestimmten Niveau regulieren können.

Eisen wird als Co-Faktor für eine Reihe von Enzymen (z. B. Cytochrome, Katalase und Eisen-Schwefel-Proteine wie Ferredoxin) benötigt. Auch für die Bildung des Sauerstofftransportproteins Hämoglobin, die Chlorophyll-Biosynthese und Stickstofffixierung ist Eisen unverzichtbar. Weiterhin spielt Eisen wegen der Fällung von Phosphaten eine bedeutende Rolle im Nährstoffkreislauf der Gewässer (Verminderung der Eutrophierung). Auch die Verringerung der Sulfid-Toxizität durch Bindung von Schwefelwasserstoff an Eisen sowie die Mitfällung von anderen Schwermetallen und die damit verbundene Schadstoffminderung im Wasser (VUORI 1995) ist ein bedeutender Prozess im Gewässer. Von Wassertieren wird Fe(II) nach VUORI (1995) meist gelöst über die Wasserphase aufgenommen, während Fe(III) überwiegend als Feststoff mit der Nahrung zugeführt wird. Die Eisenbelastung wird zum Problem, wenn überhöhte Eisenkonzentrationen auftreten. Zu hohe Eisenkonzentrationen können die aquatische Biozönose nicht nur durch direkte toxische Wirkungen beeinflussen. Die Oxidation und Fällung von Eisenionen (v. a. als Eisenoxidhydrate) im Gewässer kann indirekt auch die Lebensbedingungen und den Lebensraum der Wasserorganismen negativ beeinflussen. Nach StUA Münster (2005) kann es schon ab einem Gehalt von 0,5 mg/l gelöstem Eisen zur Ausfällung von Eisen(III)-Hydroxid im Gewässer kommen.

Typische Folgen von hohen Eisenkonzentrationen in Gewässern sind zurückgehende Häufigkeiten und die Artenvielfalt u. a. von Phytobenthos, Makrozoobenthos und Fischen (MCKNIGHT & FEDER 1984; LETTERMAN & MITSCH 1978; SCULLION & EDWARDS 1980; KORYAK et al. 1972; GREENFIELD & IRELAND 1978; RASMUSSEN & LINDEGAARD 1988). Hohe Eisenkonzentrationen in Fließgewässern können die Gewässerbiozönose auf verschiedenen Wegen beeinträchtigen:

- direkte Ökotoxizität von Eisenionen (z. B. auf Fische)
- Schädigung der Gasaustauschepithelien und Beeinträchtigung der Sauerstoffaufnahme von Wasserorganismen durch Eisenniederschläge auf den Atmungsmembranen (z. B. Fische, Makrozoobenthos)
- Belastung des Sauerstoffhaushalts durch Oxidation von Eisen(II) zu Eisen(III):
  - $4 \text{Fe}^{2+} + \text{O}_2 + 4 \text{H}^+ \rightarrow 4 \text{Fe}^{3+} + 2 \text{H}_2\text{O}$
- Reduzierung der Pufferkapazität bis hin zur Versauerung durch Hydratisierung gelöster Eisen(III)-Ionen:
  - $\text{Fe}^{3+} + 3 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+$
- Beeinträchtigungen des Lebensraums von benthischen Tieren bzw. der Siedlungsmöglichkeiten von Pflanzen durch Verschlammung und Versinterung des Interstitials und der Oberfläche von Sedimenten (Verschlechterung der Sauerstoffversorgung im Interstitial, mechanische Blockierung des Interstitials als Aufenthalts- und Rückzugsraum bzw. für Eiablage und Larvalentwicklung)
- Beeinträchtigung von Pflanzen durch Beeinträchtigung des Lichtklimas (Wasserfärbung, Wassertrübung, Überzüge von Eisenocker)
- Beeinträchtigung der Nahrungsaufnahme von Tieren (z. B. auf benthische Algen angewiesene Weidegänger, auf organische Partikel angewiesene Sedimentfresser, Filtrierer, optisch orientierte Räuber wie Fische)
- sekundäre Beeinträchtigung durch verstärktes Wachstum von eisenoxidierenden Bakterien (z. B. *Gallionella*, *Leptothrix*)
- Beeinträchtigung des von Mikroorganismen gebildeten Biofilms (u. a. Bakterien, Ciliaten, Algen) durch Eisenocker auf dem Gewässersediment führt zur Verminderung des Selbstreinigungsvermögens des Fließgewässers

Zunächst können höhere Konzentrationen von gelösten Eisenionen für viele Organismen unmittelbar giftig wirken. Als direkte toxische Wirkung von Eisenionen treten nach MEPBC (2008) Zellschäden durch katalytische Bildung von freien Radikalen (z. B. bei der eisenkatalysierten Autooxidation von Dopamin [VOURI 1995]) vor allem durch das bioverfügbare und biologisch aktive  $\text{Fe}^{2+}$ -II-Ion auf. LINTON et al. (2007) nennen Beschädigungen von Zellmembranen z. B. im Kiemenepithel und die Beschädigung der DNA von Pflanzen und Tieren. Nach GONZALES (1990) können Störungen der Ionenbalance und der Osmoregulation durch gelöste Eisenionen verursacht werden.

Eisenhydroxide sind nach Umweltbehörde Hamburg (1997) im Moment ihrer Bildung wesentlich schädlicher als nach wenigen Stunden. Dies erklärt sich folgendermaßen: Wenn die gelösten  $\text{Fe}(\text{II})$ -Ionen an alkalische, sauerstoffreiche Oberflächen von Wasserorganismen (z. B. Kiemen) oder deren Eier und Larvenstadien gelangen, so kommt es direkt an diesen Oberflächen zur Oxidation des  $\text{Fe}(\text{II})$  zu  $\text{Fe}(\text{III})$ . Der sich bildende Überzug von Eisenhydroxid führt primär dazu, dass die Sauerstoffaufnahme der Organismen z. B. über Kiemen oder auch den ganzen Körper vollständig unterbunden oder stark behindert wird. Dadurch können die betroffenen Tiere ersticken. Nach SOLIMINI et al. (2006) führen steigende Eisenkonzentrationen zu abnehmender

Aktivität bei der Nahrungssuche und -aufnahme von *Leptophlebia vespertina* sowie zu einem Rückgang der Sauerstoffaufnahme durch die Kiemen.

Die Lebensbedingungen für benthische lebende Tiere bzw. deren Eier und Larvenstadien werden durch die Verstopfung bzw. Versinterung des Interstitials (Lückensystem) und der Oberfläche von Sedimenten verschlechtert (siehe z. B. MCKNIGHT & FEDER 1984; LETTERMAN & MITSCH 1978; SCULLION & EDWARDS 1980). Die Organismen können sich beispielweise nicht mehr eingraben, Eier in Lockersedimente ablegen oder die abgelegten Eier gehen zugrunde. Untersuchungen des durch Grundwassereinleitung mit Eisenerocker belasteten Mühlenhauser Fleets (Fließgewässer) durch den Senator für Bau, Umwelt und Verkehr (SBUV) in Bremen Mitte der 1990er-Jahre (zit. in PRANGE 2005) ergaben eine Minderung der Fischarten von 11 auf 5 und bei den benthischen Wirbellosen von 22 auf 16 Arten. Die Verockerung wird hier u. a. auch als eine Belastung für das Vorkommen von Großmuscheln eingestuft. Die Muscheln als aktive Filtrierer sind u. a. durch eine erhöhte mineralische Schwebstofffracht in ihrer Futtermittelverwertung beeinträchtigt. Auch die im Interstitial heranwachsenden Jungmuscheln werden durch die Kolmation des Gewässersedimentes beeinträchtigt.

Als Sekundäreffekt von hohen Eisenkonzentrationen im Gewässer wird zudem das Nahrungsangebot für phytophage oder sedimentfressende Organismen durch das verminderte Vorkommen bzw. Fehlen von Makrophyten und benthischen Algen bzw. durch Erhöhung des anorganischen Anteils am Sediment beeinträchtigt (vergleiche z. B. SOLIMINI et al. 2006; GERHARDT 1992; RANDAL et al. 1999). Das Vorkommen von Sedimentfressern kann zusätzlich durch die Verfestigung des Sedimentes bzw. der toxischen Wirkung der gelösten Eisenverbindungen vermindert werden. Dadurch wird sekundär das Nahrungsangebot für räuberische Arten durch das geringere Vorkommen grabender, sedimentfressender Beutetiere (z. B. Chironomiden) reduziert.

Auch die Trübung des Wassers durch Eisenausfällungen kann optisch orientierte Arten beeinträchtigen. Bei 96 mg/l Eisenhydroxid wiesen z. B. Forellen (*Salmo trutta*) nur 16% des Gewichts der Vergleichsindividuen in unbelastetem Wasser auf (HELLAWELL 1986). Der Rückgang der Libellenfauna in gekalkten gegenüber unbehandelten Flachwasserseen wurde von D'AMICO et al. (2004) beispielsweise auf die zunehmende Trübung durch die Kalkung zurückgeführt. Submerse Makrophyten und Aufwuchsalgen leiden in erster Linie an den Eisenerockerüberzügen (Lichtreduktion), Wassertrübungen und -färbung (VUORI 1995) sowie durch deutlich reduzierte Siedlungsmöglichkeiten auf Sohlsubstraten.

Die Oxidation von Fe(II)-Verbindungen belastet darüber hinaus den Sauerstoffhaushalt des Gewässers. Nach KLAPPER (1992) werden je mg Fe(II) 0,14 mg O<sub>2</sub> verbraucht. Die Hydratisierung des Fe<sup>3+</sup>-Ions vermindert das Puffervermögen des Wassers und senkt bei dessen Überschreitung den pH-Wert. Nach Angaben in KLAPPER (1992) verbrauchen 0,018 mmol/l Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> 0,036 mmol/l HCO<sup>3-</sup> und 0,018 mmol/l Fe(Cl)<sub>3</sub> verbrauchen 0,036 mmol/l HCO<sup>3-</sup>. Beispiele für die pH-Absenkung für Wasser mit verschiedenen Härtegraden sind in MEPBC (2008) grafisch dargestellt.

### Entlastende Faktoren

Fische können stärker belastete Bereiche verlassen und auch mobile benthische Invertebraten können zumindest kleinräumigen Belastungen ausweichen (Umweltbehörde Hamburg 1997). Gelöste Huminstoffe vermindern nach VUORINEN et al. (1999) die Toxizität von Eisen. Die Huminstoffe halten das Eisen in der reduzierten Form als Fe(II) komplex gebunden. Solche Komplexe bilden in der Folge biochemisch weitgehend stabile Restkörper im Gewässer. Dadurch, dass der Komplex schwer abbaubar ist, ist auch das daran gebundene Eisen wenig bioverfügbar. Das so vorliegende Eisen wird zwar bei Wasseruntersuchungen im Gesamteisengehalt mit erfasst, hat jedoch auf die Gewässerorganismen keinen direkten Einfluss (Umweltbehörde Hamburg 1997). Auch PEURANEN et al. (1994) fanden, dass die Eisentoxizität auf Bachforellen (*Salmo trutta*) durch

Huminstoffe gemindert wird. Eine Huminstoffkonzentration von 15 mg/l Huminsäuren hatte einen positiven Effekt auf die Ionenbalance und verbesserte die Sauerstoffaufnahme, weil die Ausfällung von Eisenverbindungen auf den Kiemen vermindert wurde. Zunehmende Wasserhärte und Salzgehalt können nach WITESKA & JEZERSKA (2003) ebenfalls die Toxizität von Metallionen verringern. Untersuchungen die in MEPBC (2008) vorgestellt werden, legen allerdings nahe, dass der Meliorationseffekt der Wasserhärte auf die Eisentoxizität nicht linear ist. Es wird abschließend festgestellt, dass die Datenbasis für die Ableitung einer verlässlichen Beziehung zwischen Eisentoxizität und Wasserhärte derzeit noch nicht ausreicht. Es kann auch von Gewöhnungseffekten ausgegangen werden. So wiesen BRENNER et al. (1976) nach, dass sich Exemplare der Fischart *Notropus cornutus* nach einer Expositionsdauer von vier bis sechs Wochen an Fe(III)-hydroxidkonzentrationen von 3,0 mg/l (entspricht 1,54 mg/l Fe<sup>3+</sup>) angepasst hatten. GROBLER-VAN HEERDEN et al. (1991) fanden heraus, dass sich auch der Buntbarsch *Tilapia sparrmanii* an höhere Eisenkonzentrationen (bis 18,6 mg/l) anpassen und die Eisenkonzentration im Körper regulieren kann. Bei den Versuchen wurde im Blut verschiedener Fische bei Exposition zu Eisengehalten zwischen 1,8 bis 18,6 mg/l für 72 Stunden annähernd die gleiche Eisenkonzentration gefunden. Nach einer Zeit von 4 Wochen ging die Eisenkonzentration im Blut dieser Fische unter das Niveau der Kontrollfische zurück, die im Wasser ohne Eisenzusatz gehalten wurden.

### Zusätzliche Belastungsfaktoren

Nach VUORINEN et al. (1999) vergrößert ein pH-Rückgang die Toxizität von Eisen. Die gleichzeitige Einwirkung verschiedener Metallionen (z. B. Eisen- und Aluminiumionen) verstärkt die toxische Wirkung ebenfalls. Auch geringer Sauerstoffgehalt und ansteigende Temperaturen erhöhen die Toxizität.

### Sonstiges

Nach Angaben der Umweltbehörde Hamburg (1997) ist die Empfindlichkeit gegenüber Eisen auch vom Entwicklungsstadium der Organismen abhängig. So sind Eier z. B. oft sehr empfindlich. Dieses gilt sowohl für Fische als auch für niedere Tiere. So fanden ABDULLAH et al. (2007) einen Rückgang der Toxizität von Eisen(III)chlorid (pH 7,0 bei 30 °C und Gesamthärte 100 mg/l) mit zunehmendem Alter von Jungfischen der Art *Labeo rohita*. Die 96 h LC50 stieg bei zunehmendem Alter (30/60/90 Tage) von 49,8 mg/l über 53,2 mg/l auf 58,2 mg/l bei 90 Tage alten Fischen an. Bei Untersuchungen von SMITH et al. (1973) zur Empfindlichkeit (Sterblichkeit, Wachstum, Reproduktion) von Dickkopflritzen (*Pimephales promelas*) gegen eine kalkneutralisierte Eisenhydroxidsuspension wurde eine sichere obere Grenzkonzentration zwischen 0,29 und 1,87 mg/l festgestellt. Das empfindlichste Stadium war die Eiphasenphase. Die Ursache wurde darin gesehen, dass feinkörnige Eisenhydroxidpartikel die Eiporen verstopfen und die Eier dann wegen Sauerstoffmangel absterben. Bei der Lachsart *Oncorhynchus kisutch* wurde von SMITH & SYKORA (1976) ebenfalls für eine kalkneutralisierte Eisenhydroxidsuspension eine sichere obere Grenzkonzentration von 0,97 bis 1,27 mg/l ermittelt. Das empfindlichste Stadium war hier frisch geschlüpfte Brut. Mit dem gleichen Versuchsansatz fanden SYKORA et al. 1972a, 1972, 1975 zitiert in SMITH & SYKORA 1976 für den Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) eine sichere obere Grenzkonzentration zwischen 7,5 und 12,5 mg/l. Der schädigende Effekt trat hier bei Jungfischen ein. Schädigende Effekte von neutralisierten Eisenhydroxidsuspensionen scheinen nach Angaben von SMITH & SYKORA (1976) bei Fischarten mit hoher Empfindlichkeit gegen Eisen in einem früheren Lebensstadium aufzutreten als bei weniger empfindlichen Arten.

Nach WHITEHOUSE et al. (1998) zeigen die meisten Taxa keine signifikante Bioakkumulation von Eisen. Wenn eine Eisenanreicherung vorkommt, liegt der Biokonzentrationsfaktor in der Regel < 100. Ausnahmen sind nach WONG & TAM (1984) und GOSARVI et al. (2004) Algen (*Hydrodictyon reticulatum*, *Ulva sp.*, *Enteromorpha sp.*, *Cladophora sp.*, *Chaetomorpha sp.*) bzw. einige höhere Pflanzen wie z. B. Wassermoose (*Brachythecium rivulare*, *Scapania undulata*) nach LOPEZ & CARBALLEIRA (1993). In EAUK & SNIFFER (2007) wird allerdings

nicht ausgeschlossen, dass ein erheblicher Anteil des angereicherten Eisens nicht in den Pflanzenzellen sondern als Fällungsprodukt auf den Zelloberflächen abgelagert wird. DEMIREZEN & AKSOY (2006) berichten allerdings, dass Pflanzen auch Eisen im Gewebe anreichern können. Die Bioakkumulation in Pflanzen kann auch von anderen Umweltfaktoren beeinflusst werden. Beispielsweise fanden PINTO et al. (2004), dass organisches Material die Eisenaufnahme von Hirsepflanzen reduziert. Nach Ergebnissen von ABDULLAH et al. (2003) können auch einige Fische wie z. B. *Catla catla* Eisen gegenüber dem umgebenden Medium um mehrere Größenordnungen anreichern. Daten für einige aquatische Invertebraten wie die Muschel *Ruditapes decussates* (EL SHENAWY 2004) und den Kleinkrebs *Penaeus aztecus* (CARVALHO et al. 1999) zeigen ebenfalls, dass eine gewisse Anreicherung von Eisen in diesen Organismen stattfindet. Eine Biomagnifikation von Eisen in der Nahrungskette ist dagegen nach Ergebnissen von WONG & TAM (1984), die bei der Untersuchung von künstlichen Nahrungsketten gewonnen wurden, nicht anzunehmen. Hier wurde festgestellt, dass die Eisenkonzentration bei den höheren Konsumenten eisenbelasteter Nahrung sogar abnehmen kann. Dies wird unterstützt von Ergebnissen, die zeigen, dass der Biokonzentrationsfaktor für höhere Organismen gering ist (GERHARDT 1994) bzw. die Eisenaufnahme bzw. -ausscheidung reguliert wird (GROBLER-VAN HEERDEN et al. 1991). Nach Ergebnissen von DU PREETZ et al. (1993) findet sich nach 72 h Exposition bei dem Buntbarsch *Tilapia sparrmanii* die höchste Fe-Anreicherung in der Leber. GERHARDT (1992) folgert aus seinen Ergebnissen, dass Fe(II) für die Eintagsfliege *Leptophlebia marginata* toxischer ist als Fe(III). Die Toxizität scheint darüber hinaus in saurem Milieu am höchsten zu sein. EAUK & SNIFFER (2007) bestätigen, dass gelöstes Fe(II) eine stärkere toxische Wirkung auf aquatische Organismen zu haben scheint als Fe(III), obwohl es schwierig ist, die Form des Eisens zu bestimmen, welche für die Schädigung verantwortlich ist.

## 6.2 Auswirkungen auf Gewässerflora (Makrophyten, Phyto-benthos, Phytoplankton)

Bei der Beeinträchtigung der Gewässerflora durch Eisen kommen vor allem folgende Faktoren in Frage:

- Behinderung der Photosynthese durch Veränderungen des Lichtklimas
- Ablagerung von Eisenverbindungen auf den Pflanzen
- Konkurrenz mit eisenfällenden Bakterien
- Verhärtung des Sedimentes und damit verbundene Einschränkungen der Ansiedlung
- Behinderung der Nährstoffaufnahme (v. a. Phosphat)
- toxische Wirkungen von gelöstem Eisen

Submerse Makrophyten und Aufwuchsalgen leiden bei erhöhten Eisenkonzentrationen im Gewässer in erster Linie an den Eisenockerüberzügen (Lichtreduktion), Wassertrübungen und -färbung (VUORI 1995) sowie durch deutlich reduzierte Siedlungsmöglichkeiten auf Sohlsubstraten. Fe(III)-Hydroxide absorbieren nach VUORI (1995) vor allem kurzwelliges Licht. Chlorophyll a hat Absorptionsmaxima bei 440 (blau) und 662 nm (rot). Die anderen Chlorophylle (b, c, d) haben davon jeweils etwas abweichende Absorptionsmaxima, diese liegen aber ebenfalls im blauen und roten Bereich. Rotes Licht wird in Wasser relativ schnell absorbiert, während blaues Licht tiefer eindringen kann. Daher wird die Photosyntheseleistung der Pflanzen bei starker Wasserfärbung durch Eisen vermindert. Wenn das Eisen an Huminstoffe gebunden ist, wird dieser Effekt durch die Färbung der Huminstoffe noch verstärkt. OTTO & SVENSSON (1983) beobachteten, dass hier nur längerwelliges Licht (640 nm) den Grund eines huminstoffreichen Flusses erreichte, weil die Huminstoffe vor allem im kurzwelligen Bereich absorbieren.

Eine weitere Auswirkung von erhöhten Eisenkonzentrationen ist die Ablagerung von Eisenausfällungen auf den Pflanzen bzw. die Verhärtung des Sedimentes durch Eiseninkrustationen. MCKNIGHT & FEDER (1984) und SHELDON & SKELLY (1990) fanden eine signifikante Verdrängung von Phytobenthos durch Eisenausfällungen in Fließgewässern. Auch die Umweltbehörde Hamburg (1997) berichtet von einer Studie von BRECKLING & KEMMERICH (1987) vom Institut für Hydrobiologie der Universität Hamburg, die in der eisenbelasteten Wedeler Au kaum größere fädige Grünalgen und höhere Pflanzen beobachten konnten. Nach WHO (1996) können Trübungen und Wasserfärbung durch Eisenverbindungen bei Konzentrationen ab 0,05 bis 0,1 mg/l entstehen. Nach StUA Münster (2005) kann es ab einem Gehalt von 0,5 mg/l gelöstem Eisen zur Ausfällung von Eisen(III)-Hydroxid im Gewässer kommen. Damit dürfte der Bereich, in dem entsprechende Störungen potenziell auftreten, spätestens ab etwa 0,5 mg/l gelöstem Eisen beginnen.

Insbesondere die Kombination von niedrigen pH-Werten und erhöhten Konzentrationen an gelösten Metallen, verbunden mit einer starken Ausfällung von Metallverbindungen (v. a. Eisenhydroxid) führt zu signifikanten Veränderungen von benthischen Algengesellschaften (VERB & VIS 2000). Die Metallkonzentrationen in Algen aus derart belasteten Gewässern sind meist stark erhöht (GENTER 1996). Nach Ergebnissen von WELLNITZ & SHELDON (2006) geht die Häufigkeit von Algen in neutralen, eisenbelasteten Fließgewässern zurück, wenn sich Matten aus eisen- und manganfällenden Bakterien bilden. Die Häufigkeit von Diatomeen war aber in einem eisenbelasteten Fließgewässer auch mindestens zehnmals geringer als in der unbelasteten Referenzstrecke oder der Fließstrecke, in der nur Mangan zugesetzt wurde. Daraus wurde geschlossen, dass der Rückgang der Algen nicht allein durch die Konkurrenz mit den Bakterien verursacht wird.

Über eine Hemmung von Makrophyten durch fällungsbedingte Phosphatlimitierung wird in der Literatur kaum berichtet, während die Hemmung von Phytoplankton durch Phosphorlimitierung eine zentrale Rolle bei der Trophie von Seen spielt. Makrophyten können Phosphat ebenso wie Eisen sowohl über die Wurzeln als auch über Stängel und Blätter aufnehmen. In Gewässern mit geringem, gelöstem Phosphatgehalt wird das Phosphat vor allem über die Wurzeln aufgenommen. Auch Characeen, die über kein ausgeprägtes Wurzelwerk verfügen, kommen mit sehr geringen gelösten Phosphatkonzentrationen aus bzw. sind sogar darauf spezialisiert (KRAUSE 1997).

BATTY & YOUNGER (2003) untersuchten den Effekt von Gesamteisen (als  $\text{FeSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$ ) auf Schilf (*Phragmites australis*). Sie fanden eine signifikante Wachstumshemmung bei Konzentrationen über 1 mg/l Gesamteisen. Es konnte allerdings keine kausale Beziehung zwischen dem Eisengehalt im Pflanzengewebe außerhalb des Wassers und der Wachstumshemmung gefunden werden. Daraus wird geschlossen, dass eine Eisentoxizität die Hemmung nicht erklären kann. Auch die Phosphatkonzentrationen in den Geweben außerhalb des Wassers waren bei unterschiedlichen Eisenkonzentrationen für das Wachstum und die Entwicklung der Pflanze ausreichend, obwohl es signifikante Unterschiede zu den Phosphatkonzentrationen im Wurzelbereich gab. Die externe Eisenkonzentration hatte zwar signifikanten Einfluss auf die Eisen- und Phosphatkonzentration im Wurzelbereich, aber weder direkte Toxizität des Eisens noch Phosphatmangel konnte die Wachstumshemmung oberhalb von 1 mg/l Gesamteisen in der Lösung erklären. Die Ursache blieb unklar. Dennoch dürfte die Phosphatlimitierung von Makrophyten, wenn überhaupt, nur eine untergeordnete Rolle bei den Auswirkungen erhöhter Eisenkonzentrationen spielen.

Eine Reihe von Studien berichten von toxischen Wirkungen erhöhter Eisenkonzentrationen auf Wasserpflanzen (HOWELER 1973; SNOWDEN & WHEELER 1993). Nach XING et al. (2010 a) wird die Aktivität von antioxidativen Enzymen in Wasserpflanzen wie *Elodea nuttallii* von hohen Eisenkonzentrationen über 10 mg/l  $\text{Fe}^{3+}$  gehemmt. SINHA et al. (1999) fanden, dass relativ geringe Eisenkonzentrationen (0,5–5 mg/l) zu Membranschäden durch Lipidoxidation und auch zu Effekten bei anderen physiologischen Indikatoren bei der submersen

Wasserpflanze *Hydrilla verticillata* führten. BASIOUNY et al. (1977) berichten, dass der Eisen- und Chlorophyllgehalt von *Hydrilla verticillata* mit dem Anstieg der Eisenkonzentration im Medium (0–8 mg/l) anstieg. Bei der Wasserlinse *Spirodela polyrrhiza* änderte sich nach XING et al. (2010) bei Fe(III)-Konzentrationen über 1 mg/l (als  $\text{FeCl}_3 \times 6 \text{H}_2\text{O}$ ) die Chlorophyllfluoreszenz (Rückgang des Chlorophyllgehaltes). Es traten Nekrosen und Wurzelverluste auf. Die Synthese von Chlorophyll, Proteinen und Kohlenhydraten ging zurück, die Aufnahme von Phosphaten und Nitrat wurde stark gehemmt, der Prolingehalt der Pflanzen ging zurück. In der Arbeit finden sich allerdings keine Angaben zum pH-Wert, der bei erhöhten Eisenchloridgehalten stark zurückgehen kann. WANG (1986) nennt für die Wasserlinse *Lemna minor* eine EC50 von 3,7 mg/l Eisen ( $\text{Fe}^{3+}$ ) und schlägt eine maximal zulässige Konzentration von 0,37 mg/l vor.

## 6.3 Auswirkungen auf Makrozoobenthos (Wirbellose)

Das Makrozoobenthos ist eine der am besten untersuchten Organismengruppen der Gewässer. Daher können Betrachtungen zu Wechselwirkungen zwischen Eisen und den Organismen auf eine breite Datenbasis zurückgreifen. Die unterschiedlichen Lebensweisen der einzelnen Vertreter dieser Organismengruppe ermöglichen eine Reaktion auf verschiedene Wirkmechanismen, was nicht zuletzt den hohen Zeigerwert dieser Organismen begründet. Das Makrozoobenthos wird bei hoher Eisenbelastung vor allem durch folgende Vorgänge beeinträchtigt:

- Kolmation bzw. Versinterung des Sedimentes durch Eisenverbindungen
- Behinderung der Nahrungsaufnahme
- Behinderung der Sauerstoffaufnahme
- Ablagerung von Eisenverbindungen auf den Organismen
- toxische Wirkungen von gelöstem Eisen

Nach Untersuchungen von YOUNG (2002) im Lehigh River (Pennsylvania) war die Makroinvertebratenfauna in Abschnitten mit erhöhter Eisenbelastung verarmt. Vor allem die Kolmation bzw. Versinterung des Sedimentes durch Eisenausfällungen verschlechtert die Lebensbedingungen für benthische lebende Tiere bzw. deren Eier und Larvenstadien (MCKNIGHT & FEDER 1984; LETTERMAN & MITSCH 1978; SCULLION & EDWARDS 1980 u. a.). Die Umweltbehörde Hamburg (1997) berichtet von Ergebnissen von BRECKLING & KEMMERICH (1987), die im Rahmen ihrer Diplomarbeiten auch das Makrozoobenthos der Wedeler Au untersucht haben. Die intensive Ausfällung von Eisenhydroxiden verursachte eine Vereinheitlichung des Sediments. Sowohl die Anzahl der Organismengruppen als auch die Individuenzahlen waren an den eisenbelasteten Stellen teilweise sehr stark verringert. Dies betraf besonders einige Würmer, Zuckmückenlarven und kleine Muscheln.

PRANGE (2005) zitiert Untersuchungen des durch Grundwassereinleitung mit Eisenocker belasteten Mühlenhauser Fleets (Fließgewässer) durch den Senator für Bau, Umwelt und Verkehr in Bremen Mitte der 1990er-Jahre. Im eisenbelasteten Abschnitt ergab sich ein Rückgang des Makrozoobenthos von 22 auf 16 Arten. Die im Sediment lebenden Jungmuscheln werden durch die Kolmation des Gewässersedimentes durch Eisenocker beeinträchtigt (v. a. Sauerstoffversorgung). Die erhöhte mineralische Schwebstofffracht beeinträchtigt auch die adulten Muscheln u. a. in ihrer Futtermittelverwertung. Auch SOLIMINI et al. (2006); GERHARDT 1992; RANDAL et al. 1999 berichten von einer Beeinträchtigung des Nahrungsangebotes für phytophage oder sedimentfressende Organismen durch das verminderte Vorkommen oder Fehlen von Makrophyten und benthischen Algen bzw. durch Erhöhung des anorganischen Anteils am Sediment. In Laborversuchen konnte beispielsweise gezeigt werden, dass die Larvalentwicklung bei *Chironomus riparius* (VOS et al. 2002) und *C. tentans* (SI-

BLEY et al. 1997) in Sedimenten mit kleinen Korngrößen und limitiertem Futterangebot geringer ist als in größeren Sedimenten. In groben Sedimenten werden bevorzugt kleinere Nahrungspartikel gefressen. In Sedimenten mit erhöhtem Feinmaterialgehalt werden zusätzlich zur Nahrung auch die kleinen mineralischen Sedimentpartikel gefressen. So kann es zu einer Reduktion der Nahrungsausbeute der Chironomiden in Sedimenten mit hohem Anteil an feinkörnigen Eisenhydroxidpartikeln kommen. Auch VUORI (1996) fand Veränderungen und signifikante Verarmungen des Makrozoobenthos in Moosen gegenüber Referenzstellen, wenn sie in mit mineralischen Partikeln belastetem Wasser exponiert wurden. Er führte dies unter anderem auf die Ablagerung von mineralischen Partikeln in den Moosen zurück. Dies gilt sicherlich auch für die Ablagerung von Eisenocker. WELLNITZ et al. (1994) untersuchte in Felduntersuchungen und Laborexperimenten den Einfluss von hohen Eisen- und Mangankonzentrationen sowie der Auswirkungen von Belägen der eisenfällenden Bakterie *Leptothrix ochracea* auf Makroinvertebraten in Fließgewässern. In fünf von sechs untersuchten Gewässern verarmte die Makroinvertebratengemeinschaft in den Bakterienmatten. Dabei zeigten sich auch Unterschiede der direkten Toxizität bzw. des Erstickungseffektes von Eisen, der Meidung von bakterienbedeckten Substraten sowie der Fähigkeit zur Nutzung von *Leptothrix* als Futterquelle zwischen einzelnen Gruppen der Makroinvertebraten. Drei Eintagsfliegenarten zeigten eine erhöhte Sterblichkeit, wenn sie in den *Leptothrix*-matten exponiert wurden, während fünf Trichopteren und eine Plecoptere nicht negativ beeinflusst wurden. Fünf Arten mieden bei Auswahlversuchen *Leptothrix*-bedeckte Substrate, während drei keine Reaktion zeigten. Die Eintagsfliege *Stenonema fuscum* konnte *Leptothrix* nicht fressen und die Köcherfliege *Neophylax nacatus* zeigte ein reduziertes Wachstum. Die Eintagsfliege *Heptagenia umbratica* wuchs dagegen gleich gut, wenn sie statt Diatomeen nur *Leptothrix* als Nahrung bekam. Von WELLNITZ et al. (1994) wird die hohe Sterblichkeit von Eintagsfliegen den Erstickungseffekten von Eisenockerbelägen zugeschrieben. Eintagsfliegen-, Steinfliegen- und Köcherfliegenarten zeigten Vermeidungsreaktionen, wenn sie Eisen-Mangan-Bakterien-Niederschlägen ausgesetzt wurden. Auch VUORI (1995 b) ist der Meinung, dass amorphe Eisen-Humus-Niederschläge auf den Tracheenkiemen für die hohe Mortalität von Köcherfliegen in einem eisen- und huminstoffreichen Fließgewässer mitverantwortlich sind.

Vor allem die Kombination von niedrigen pH-Werten und erhöhten Konzentrationen an gelösten Metallen (z. B. Kupfer und Nickel), verbunden mit einer starken Ausfällung von Metallverbindungen (v. a. Eisenhydroxid) führt zu einer drastischen Verminderung der Häufigkeiten und Artenvielfalt von Makrozoobenthos (z. B. DILLS & ROGERS 1974; LETTERMAN & MITSCH 1978; SCULLION & EDWARDS 1980). Die Metallkonzentrationen in Makroinvertebraten, die in derart belasteten Gewässern leben, sind in der Regel stark erhöht (GERHARDT 1993).

DENICOLA & STAPLETON (2002) gingen in ihrer Arbeit der Fragestellung nach, ob die Eisen- bzw. Aluminiumausfällungen, die nach der Sanierung der Wasserqualität des Gewässers zunächst auf den Substraten zurückbleiben, das Makrozoobenthos noch schädigen können. Bei den Versuchen zeigte sich, dass die Ausfällungen auf den Substraten (Dicke ca. 0,5 mm) nach einer vierwöchigen Exposition in einem circumneutralen Gewässer mit guter Wasserqualität signifikant abnahmen und die darauf lebenden Makroinvertebratengemeinschaften keine Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung und der Menge an Organismen zeigten. Bei einer fünftägigen Exposition von Köcherfliegenlarven in einem säure- und metallbelasteten Gewässer war die Sterblichkeit dagegen signifikant höher als in einem unbelasteten Referenzgewässer. Die Konzentration aller untersuchten Metalle und auch von Eisen war im Körper der Köcherfliegen, die in dem belasteten Wasser gehalten wurden, ebenfalls signifikant höher als in der Referenzgruppe. Daraus wurde geschlossen, dass die belastete, wässrige Phase einen größeren Effekt auf die Organismen hatte als die, allerdings mit 0,5 mm Stärke recht dünnen Ausfällungen auf den Substraten.

Sehr eindrucksvolle und aussagekräftige Untersuchungen wurden von LINTON et al. (2007) durchgeführt. Er leitete aus Felduntersuchungen (1996–2001) des Makrozoobenthos von Fließgewässern in West-Virginia Schwellenwerte für Gesamt-Eisen ab. Dabei wurden hinsichtlich der betrachteten Artengruppen mehrere hundert bis über tausend Untersuchungsergebnisse ausgewertet. Als Bewertungskriterium diente die Häufigkeit der Organismen entlang des Eisengradienten, wobei das 90 %-Perzentil als Maßzahl verwendet wurde. Für die Bewertung selbst wurden zwei Schwellenwerte definiert. Als Schwellenwert 1 (keine oder minimale Veränderungen in der Makrozoobenthos-Biozönose) wurde ein Wert definiert, bei dem maximal ein 20-prozentiger Rückgang des 90 %-Perzentils der Organismenzahl der empfindlichsten Organismengruppe (Leptophlebiidae) gegenüber den Referenzstellen auftrat. Er betrug 0,21 mg/l Fe gesamt. Als Schwellenwert 2 (leichte bis mittlere Veränderungen in der Makrozoobenthos-Biozönose) wurde ein Wert definiert, bei dem ein 50-prozentiger Rückgang des 90 %-Perzentils der Organismenzahl einer Organismengruppe mit mittlerer Empfindlichkeit an den Referenzstellen auftrat. Dieser Wert wurde auf Basis der Reaktionen der Psephenidae mit 1,74 mg/l Fe gesamt ermittelt.

## 6.4 Auswirkungen auf die Fischfauna

Negative Einflüsse einer hohen Eisenbelastung auf die Fischfauna treten vorwiegend durch folgende Prozesse auf:

- Behinderung der Nahrungsaufnahme
- Behinderung der Atmung von Fischen bzw. der Sauerstoffversorgung von Fischeiern z. B. bei hohem Gehalt an partikulärem Eisen bzw. Niederschläge von ausfallendem Eisen
- Beeinträchtigung der Laichmöglichkeiten (vor allem für Pflanzen- Kies und Winterlaicher)
- toxische Wirkungen von gelöstem Eisen

Die Trübung des Wassers durch Eisenausfällungen kann optisch orientierte Fischarten beeinträchtigen. SMITH et al. (1973) berichten von einer Wachstumsreduktion und erhöhtem Stress von Brut und Jungfischen der Dickkopfritze (*Pimephales promelas*) wegen der schlechteren Sichtbarkeit von Nahrung infolge der Trübung des Wassers durch hohe Eisenkonzentrationen (bis zu 52,9 mg/l Fe ges.). SYKORA et al. (1972) beobachteten eine Beeinträchtigung von Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis*) durch zurückgehende Nahrungsressourcen und Kolmation von Laichsubstraten infolge von Eisenausfällungen. Bei einer Konzentration von 96 mg/l Eisenhydroxid wiesen z. B. Forellen (*Salmo trutta*) nur 16 % des Gewichts der Vergleichsindividuen in unbelastetem Wasser auf (HELLAWELL 1986).

Durch sedimentierenden Eisenocker kann zudem die Vegetation der Gewässer verändert und damit auch Pflanzenlaicher, wie z. B. Brasseln (*Abramis brama*) beeinträchtigt werden (PRANGE 2005). Weil die Verockerung verstärkt im Winter auftritt, sind besonders Winterlaicher betroffen. Auch Kieslaicher (z. B. Salmoniden) werden durch Kolmation von Laichsubstraten infolge von Eisenausfällungen (z. B. SYKORA et al. 1972) beeinträchtigt.

Kolloidale Eisenhydroxide und Eisen-Humus-Kolloide können Fische auch durch Verstopfung bzw. Reizung der Kiemen schädigen (DALZELL & MACFARLANE 1999; LEHTINEN & KINGSTEDT 1983 sowie PEURANEN et al. 1994). Als Sekundäreffekt von erhöhten Konzentrationen an gelöstem Eisen können sich auch fädige Eisenbakterien ansiedeln, die die Kiemen von Fischen zusätzlich mechanisch reizen. SINDAYIGAYA (1994) zählt folgende Wege von Eisen in den Fischorganismus auf:

- Aufnahme mit Futter
- direkte Diffusion v. a. über die Kiemenepithelien
- Aufnahme mit Trinkwasser
- Adsorption über die Haut

Nach WEPENER et al. (2001) wirkt der toxische Effekt von gelöstem Kupfer und Eisen vor allem auf die Kiemenoberfläche und das Cytosol in den Kiemen. Vor allem die zweiwertige Form des Eisens ( $\text{Fe}^{2+}$ ) ist schädlich für Fische (DECKER & MENENDEZ 1974, 1976; AMELUNG 1982). Die schädlichen Effekte von gelöstem Eisen nehmen ab, wenn das  $\text{Fe(II)}$  genügend Zeit für die Oxidation zu  $\text{Fe(III)}$  hat, bevor es mit den Fischen in Kontakt kommt (LIEBMANN 1960). Bei erhöhtem Gehalt an gelöstem Eisen lagern sich die oxidierten  $\text{Fe(III)}$ -Verbindungen auf den Eiern bzw. den Kiemen ab, wodurch der Gasaustausch erschwert wird (LARSON & OLSON 1950; SMITH et al. 1973; BAGGE & ILUS 1975; VON LUCKOWICZ 1976; ANDERSSON & NYBERG 1984; VUORINEN 1984; OULASVIRTA 1990; GEERTZ-HANSEN & RASMUSSEN 1994). Wenn Bachforellen (*Salmo trutta*) in einem versauerten Fließgewässer unterhalb einer Kalkungsanlage gehalten wurden, konnte Eisen und Aluminium auf den Kiemenoberflächen gefunden werden (WEATHERLEY et al. 1991). Im Wasser befindliches Eisen zusammen mit Aluminium war vermutlich der Grund für das Absterben dieser Fische.

Als direkte toxische Wirkung von Eisenionen werden nach MEPBC (2008) vor allem durch das  $\text{Fe}^{2+}$ - $\text{(II)}$ -Ion Zellschäden verursacht. Durch gelöste Eisenionen treten Schädigungen von Zellmembranen z. B. im Kiemenepithel (aus LINTON et al. 2007) und Störungen der Ionenbalance und der Osmoregulation (GONZALES 1990) auf. BOHL (1982) gibt für die toxische Wirkung von gelöstem Eisen auf adulte Salmoniden beispielsweise eine Konzentration  $\geq 0,3$  mg/l und für Brut  $\geq 0,1$  mg/l an. Cypriniden sind nach diesem Autor ab einer Konzentration von  $0,9$  mg/l gelöstem Eisen gefährdet. In JENS (1980) findet sich folgende Bewertungsskala für die Haltungsbedingungen von Fischen:

- $<0,1$  mg/l unbedenklich
- $0,1$ – $0,3$  mg/l für Fischbrut störend
- $0,3$ – $0,5$  mg/l sehr störend bis schädlich
- $>1$  mg/l ungeeignet und gefährlich

Frisch geschlüpfte Brut der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) starb nach Untersuchungen von AMELUNG (1982) bei einer  $\text{Fe(II)}$ -Konzentration von  $1,3$  mg/l und pH 6-8. Bachsaiblinge gingen innerhalb von 24 Stunden ein, wenn sie bei pH 5,5 in einem Wasser gehalten wurden, das  $3,2$  mg/l Eisen(II)sulfat enthielt. Die 48 h-LC50 lag hier bei  $0,4$  mg/l (DECKER & MENENDEZ 1974). Die Anzahl der Brütlinge von Coho-Lachsen (*Oncorhynchus kisutch*) ging zurück, wenn die Eisenkonzentration im Wasser bei pH  $> 7,7$  über  $1,0$ – $1,3$  mg/l lag (aus VUORINEN et al. 1999).

# 7 Ergebnisse der statistischen Analyse

## 7.1 Aufbereitung der verfügbaren Daten

Im Rahmen der Datenrecherche wurden neben den Landesämtern von Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg auch namhafte Forschungseinrichtungen, Ingenieurbüros und weitere Institutionen angefragt, die mit der Überwachung von Fließgewässern im betrachteten Gebiet befasst sind. Insbesondere die Notwendigkeit der parallelen Untersuchung von Eisenspezies und Biologie schränkte den Datenpool erheblich ein, sodass von vielen angesprochenen Institutionen keine oder keine positive Rückmeldung erfolgte. Aufgrund der Kontakte zu den wichtigsten im Gebiet mit Gewässeruntersuchung befassten Institutionen kann dennoch davon ausgegangen werden, dass keine wesentlichen auswertbaren Datenbestände unberücksichtigt geblieben sind.

Aufbereitet wurden Daten der behördlichen Überwachung der Bundesländer **Sachsen** (LfULG 2012), **Sachsen-Anhalt** (LHW 2012) und **Brandenburg** (LUGV 2012) sowie die Ergebnisse von Sondermessprogrammen im Rahmen des Monitorings der LMBV im Monitoringbereich **Ostsachsen** (LMBV 2012a), an der **Kleinen Spree**/Bereich Burghammer (FUGRO-HGN 2011) und an der **Pleiße** (ILU 2012). Auf eine wiederholte Angabe der Quellen als Zitat wird im Folgenden in der Regel verzichtet.

Als limitierend für die Nutzung der verfügbaren Daten erwies sich erwartungsgemäß die Verfügbarkeit biologischer Daten. Die anfangs vorgesehene Verwendung von biologischen Daten seit 1995 wurde dennoch bald verworfen, weil einerseits die Aufbereitung dieser Daten sehr aufwändig gewesen wäre und andererseits insbesondere die methodischen Entwicklungen bei biologischen Untersuchungen kaum eine Vergleichbarkeit mit aktuellen Daten zugelassen hätte.

Aus den übergebenen Daten wurden zu Beginn die für eine statistische Auswertung geeigneten Messstellen herausgefiltert. Dazu mussten die Messstellen folgende Kriterien erfüllen:

- Die Messstelle gehört zu den Fließgewässertypen 14, 15, 15g, 16, 17, 18, 19.
- An der Messstelle oder in relativ geringer Entfernung wurden sowohl chemische als auch biologische Parameter erhoben.

Weil die Parameter Eisen-gelöst und Eisen 2+ nur in etwa 30 % der Fälle analysiert wurden, konnten sie nicht in gleichem Umfang in der statistischen Auswertung berücksichtigt werden wie das Gesamteisen. Aus Sachsen-Anhalt wurden keine Werte für Eisen 2+ übergeben. Das ist bedauerlich, weil hohe Konzentrationen gerade dieser Parameter deutliche Auswirkungen auf die Biozönose erwarten lassen. Die Datenaufbereitung erfolgte mit dem Ziel, konsistente Datensätze für eine zuverlässige und möglichst eindeutige Datenauswertung zu erhalten. Dabei galt es einerseits, passende Wertepaare aus chemischen und biologischen Parametern zu generieren und andererseits, unplausible oder für eine Auswertung ungeeignete Werte auszuschließen.

Das Makrozoobenthos bildete den Kern der Datenauswertung. Von dieser Organismengruppe lagen mit Abstand die meisten Daten vor. Auch konnten diese Erhebungen oft direkt den chemischen Untersuchungsergebnissen zugeordnet werden. Nicht zuletzt existieren auch in der Literatur diverse Angaben zu Wechselwirkungen zwischen Eisen und Vertretern des Makrozoobenthos, sodass Quervergleiche mit internationalen Erkenntnissen möglich waren.

Daten zum Fischbestand konnten nur teilweise genutzt werden, weil hier nicht immer eine mit den Landesmessstellen zur Chemie vergleichbare Codierung der Messstellen vorlag. Die Zuordnung der Messstellen konnte für die Jahre 2007 bis 2011 nur über die Koordinaten der Messstellen und Befischungsstrecken erfolgen, wobei z. B. in Sachsen auch Unterschiede im verwendeten Meridianstreifen vorlagen. Ältere Daten konnten nicht zugeordnet werden, weil hierfür keine Koordinaten übergeben wurden und auch die Messstellenbeschreibung zumeist keine Zuordnung zu Landesmessstellen erlaubte. Für die statistische Auswertung wurde der zur Landesmessstelle nächstgelegene Befischungsabschnitt verwendet, der in der Regel nicht wesentlich mehr als 2 km entfernt lag. Bei größeren Gewässern (z. B. Neiße) wurden auch Entfernungen von 5 km noch akzeptiert. Im Falle mehrerer Bestandsaufnahmen mit geringfügig abweichenden Koordinaten wurden die Erhebungen mit dem größten Fischbestand oder die aktuelleren Ergebnisse verwendet. Weil die Ergebnisse der Fischbestandsuntersuchung in der Regel als absolute Individuenzahlen übergeben wurden, mussten diese in einen relativen Häufigkeitswert umgerechnet werden. Hier wurde in Anlehnung an die Verfahrensweise beim Makrozoobenthos eine fünfstufige Skala gewählt, wobei Fangzahlen von mehr als 100 Fischen einheitlich der Stufe 5 = massenhaft zugeordnet wurden.

Bei den Daten zum Makrophytenbestand wurden von Sachsen-Anhalt keine Messstellen ohne Makrophyten ausgewiesen. Die Daten von Sachsen enthielten Ergebniseinträge ohne Nennung von Makrophyten, was als fehlende Besiedlung interpretiert wurde. Im Interesse einer optimalen Bearbeitung der Makrophytendaten wäre natürlich eine konsequente Registrierung auch eines fehlenden Makrophytenbestandes sinnvoll gewesen.

Tabelle 12 gibt einen Überblick, in welchem Umfang die bereitgestellten Daten selektiert und komprimiert wurden:

**Tabelle 12: Datenumfang**

Quelle	Chemie Jahreswerte	Biologie (MZB) Jahreswerte	verwendbare Datensätze
<b>Sachsen</b> 147 MS, 13 Jahre (auszuwertende Messstellen wurden vom AG selektiert und vorgegeben)	<b>ca. 1000</b> 1998-2009 statistisch aufbereitete Daten 2010+2011 Datenbank im Internet	<b>315</b> 2004-2010 Taxalisten	<b>313</b>
<b>Sachsen-Anhalt</b> 460 MS, 20 Jahre (Datensätze mit Eisenwerten wurden übergeben)	<b>1814</b> 1992-2011 Datenbank	<b>933</b> 1992-2011 Taxalisten	<b>897</b>
<b>Brandenburg</b> 363 MS, 3 Jahre (nach Fg.-Typ und Eisenanalytik selektierte Datensätze)	<b>1087</b> 2009-2011 Datenbank	<b>140</b> 2008-2010 Taxalisten	<b>49</b>
<b>LMBV – Monitoring</b> 51 MS, 6 Jahre (unselektierter Datenbestand)	<b>128</b> 2006-2011 Tabellen	<b>77</b> 2006-2011 Taxalisten	<b>71</b>
<b>Kleine Spree – Sonderprogramm</b> 12 MS, 1 Jahr (unselektierter Datenbestand)	<b>13</b> 2010 Wertetabellen	<b>12</b> 2010 Taxalisten	<b>12</b>
<b>Pleiße – Sonderprogramm</b> 12 MS, 1 Jahr (unselektierte Monitoringdaten)	<b>12</b> 2011 Wertetabellen	<b>5</b> 2011 - pdf-Dokument	<b>5</b>
<b>Summe</b>			<b>1.347</b>

### Aufbereitung der chemischen Parameter

Weil biologische Untersuchungsergebnisse lediglich ein oder zweimal pro Jahr erhoben wurden, war es notwendig, die chemischen Parameter ebenfalls auf repräsentative Jahreswerte zu komprimieren. Die chemische Charakterisierung der Messstellen, für die in der Regel vier bis zwölf Werte pro Jahr vorlagen, erfolgte jeweils auf der Basis des Medians aller Messwerte eines Jahres. Dieser statistische Wert spiegelt am besten die Belastungssituation wider, die für die Biologie relevant ist. Einzelne extreme Ausreißerwerte werden dabei unberücksichtigt gelassen. Bei Messstellen, bei denen mehr als ein Messwert pro Monat vorlag, wurden Monatsmittel gebildet und ihrerseits für die Berechnung des Jahres-Medians verwendet.

### Aufbereitung der Artenlisten des Makrozoobenthos

Die Auswertung des Makrozoobenthos konzentrierte sich auf die Taxa der Operationellen Taxaliste. Nur von diesen Taxa waren entsprechende ökologische Angaben verfügbar, die für eine Auswertung genutzt werden konnten.

Weil die Daten aller Bundesländer oft eine größere Bestimmungstiefe als die Operationelle Taxaliste (Mai 2011) aufwiesen, mussten viele Taxa aufwändig im taxonomischen Niveau angepasst werden, um sie für eine Auswertung nutzen zu können. Hierdurch reduzierten sich die ursprünglichen taxonomischen Einheiten für Sachsen-Anhalt von 850 auf 446, bei Sachsen von 615 auf 372 und bei Brandenburg von 592 auf 264 Taxa. Aufgrund der nachfolgenden Datenaufbereitung mittels Pivot-Tabelle erfolgte automatisch eine Mittelwertbildung, falls bestimmte taxonomische Einheiten aufgrund dieser "Umbenennung" mehrfach auftraten.

## 7.2 Auswahl geeigneter statistischer Verfahren für das Auffinden von Zusammenhängen

Ziel der statistischen Auswertungen von Daten zu Chemismus und Besiedlung von Fließgewässerstrecken ist der Nachweis bzw. Nichtnachweis einer Wirkung von Eisen im Gewässer, die strukturierend auf die Gemeinschaften von Gewässerorganismen einwirkt. Hierzu sollen folgende Artengruppen betrachtet werden:

- Fische
- Makrophyten
- Phytobenthos (benthische Diatomeen)
- benthische wirbellose Fauna (Makrozoobenthos)

In einem ersten Schritt sollen die Gemeinschaften der o. g. Organismengruppen in unterschiedlichen Gewässern zu unterschiedlichen Zeitpunkten verglichen werden. Es werden hierbei Messstellenjahre statistisch ausgewertet, d. h. Messwerte aus unterschiedlichen Jahren derselben Gewässerstrecke werden als unabhängige Datensätze behandelt. Weil die Variabilität der Gemeinschaftsstrukturen möglichst ein Abbild der wirkenden chemischen Umweltfaktoren sein soll, werden die Vergleiche gewässertypspezifisch durchgeführt. Basis der Typisierung ist der Gewässertyp nach LAWA-Fließgewässertypen (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER 2008).

Die Struktur von Organismengemeinschaften, d. h. die Abundanz bzw. Biomasse der einzelnen im Habitat vorkommenden Arten, hat einen hohen Informationsgehalt bezüglich der einwirkenden Umweltgrößen. Nutzt man nun univariate statistische Methoden zum Vergleich von Organismengemeinschaften, ist es notwendig, die oft umfangreichen Datensätze in einer einzigen Variable zu aggregieren. Solche aggregierten Größen können z. B. Gesamttaxazahl, Taxazahl spezieller Indikatororganismen (z. B. EPT-Taxa), verschiedene Diver-

sitätsindizes (z. B. Shannon-Weaver-Index) oder der Evenness-Index der Organismengemeinschaft sein. Diese Aggregation führt unweigerlich zu einem Verlust an Information. Aufgrund dieses Informationsverlustes ist es möglich, dass Unterschiede zwischen Gemeinschaften, obwohl existent, nicht detektiert werden können. Sowohl beim Vergleich des Gewässerchemismus einer großen Anzahl von Gewässern als auch beim Vergleich der Strukturen von Organismengemeinschaften anhand großer Datensätze kommt daher modernen Verfahren der multivariaten Statistik ein hoher Stellenwert zu. Die in der vorliegenden Analyse angewandten multivariaten statistischen Verfahren werden im Folgenden beschrieben. Die Mehrzahl der angewandten statistischen Verfahren sind im Statistikprogramm PRIMER v6 verfügbar (CLARKE & GORLEY 2006). Die statistischen Analysen unter Nutzung dieses Programms wurden in Zusammenarbeit mit der TU Dresden am Institut für Hydrobiologie durchgeführt.

Zunächst wurden die Daten zum Gewässerchemismus in einer PCA (Principal-Component-Analysis, dt. Hauptkomponentenanalyse) untersucht (CHATFIELD & COLLINS 1980). Das Ziel dieser Untersuchung war es, einen globalen Überblick über die möglichen Ausprägungen des Chemismus der Fließgewässer in den Untersuchungsregionen Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg zu gewinnen. Mit einer PCA wird versucht, die Vielzahl von Umweltfaktoren zu reduzieren, indem man Faktorenkomplexe, sogenannte Hauptkomponenten, identifiziert. Ausgangspunkt einer PCA ist die Datenmatrix aus Messstellenjahren (x-Werte) und chemischen Größen (y-Werte), die in eine Ähnlichkeitsmatrix, basierend auf euklidischen Abständen, umgewandelt wird. Das Ergebnis einer PCA kann in einer zwei- oder dreidimensionalen Ordination grafisch dargestellt werden.

Zur Detektion von Strukturunterschieden in Gemeinschaften von Fließgewässerorganismen wurde die Methode des MDS (non-metric MultiDimensional Scaling; SHEPARD 1962; KRUSKAL 1964; siehe auch in CLARKE & WARWICK 2001) angewendet. Das Ziel einer MDS-Analyse ist es, Objekte (hier: Organismengemeinschaften verschiedener Messstellenjahre) auf der Basis ihrer Eigenschaften (hier: Informationen über Abundanz oder Biomasse aller Gemeinschaftsmitglieder) räumlich so anzuordnen, dass die Abstände (Distanzen) zwischen den Objekten im Raum der Un-/Ähnlichkeit der Objekte untereinander entsprechen. Je weiter die Objekte voneinander entfernt sind, desto unähnlicher sind sie und je näher sie beieinander liegen, desto ähnlicher sind sie. Die Visualisierung einer MDS-Analyse in 2D oder 3D-Abbildungen wird als MDS-Ordination bezeichnet. Zur Vorbereitung einer MDS-Analyse werden paarweise die Ähnlichkeiten für alle Organismengemeinschaften aller Messstellenjahre der untersuchten Daten erhoben. Als Ähnlichkeitsmaß dient dabei der Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizient (BRAY & CURTIS 1957). Ausgangspunkt dafür ist zunächst eine Datenmatrix in der als Zeilenbezeichnung alle Messstellenjahre und als Spaltenindizes alle Taxa der untersuchten Organismengruppe, die in der Gesamtheit der untersuchten Messstellenjahre mindestens einmal gefunden wurden, zugrunde gelegt werden (siehe Abbildung 22). Als Abundanzwerte wurden jeweils relative Werte eingesetzt. Die Umwandlung absoluter Abundanz- oder Biomassewerte in relative Werte anhand von Häufigkeitsklassen stellt eine Datentransformation dar, die dazu führt, dass der Einfluss von wenigen dominanten Taxa auf die Berechnung des Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizienten gedämpft wird und somit die Diversitätsinformation, die in den meist zahlreichen subdominanten Arten vorhanden ist, adäquat in das Berechnungsergebnis eingeht. Aus der in Abbildung 22 dargestellten Datenmatrix ergibt sich nach der Berechnung der Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizienten für alle Messstellenjahre auf der Basis der Strukturähnlichkeit ihrer Organismengemeinschaften eine trigonale Ähnlichkeitsmatrix (siehe Abbildung 23).

Messstellenjahre	Ephemera ignita	Haipius lineatocollis	Baetis	Hydropsyche	Polycentropus flavomaculatus	Simuliidae	Anabolia nervosa	Halesus	...
418305-2008	0	0	0	0	0	0	3	0	..
418305-2009	0	0	0	0	0	0	3	0	..
418310-2009	0	0	0	0	0	0	1	0	..
OBF02831-2007	0	0	0	2	0	0	0	0	...
OBF13660-2007	5	0	0	1	0	0	0	0	...
OBF15550-2007	0	0	0	0	0	0	2	0	...

**Abbildung 22: Ausschnitt aus einer Datenmatrix aus Messstellenjahren und zugehörigen relativen Abundanzen von Makrozoobenthosorganismen**

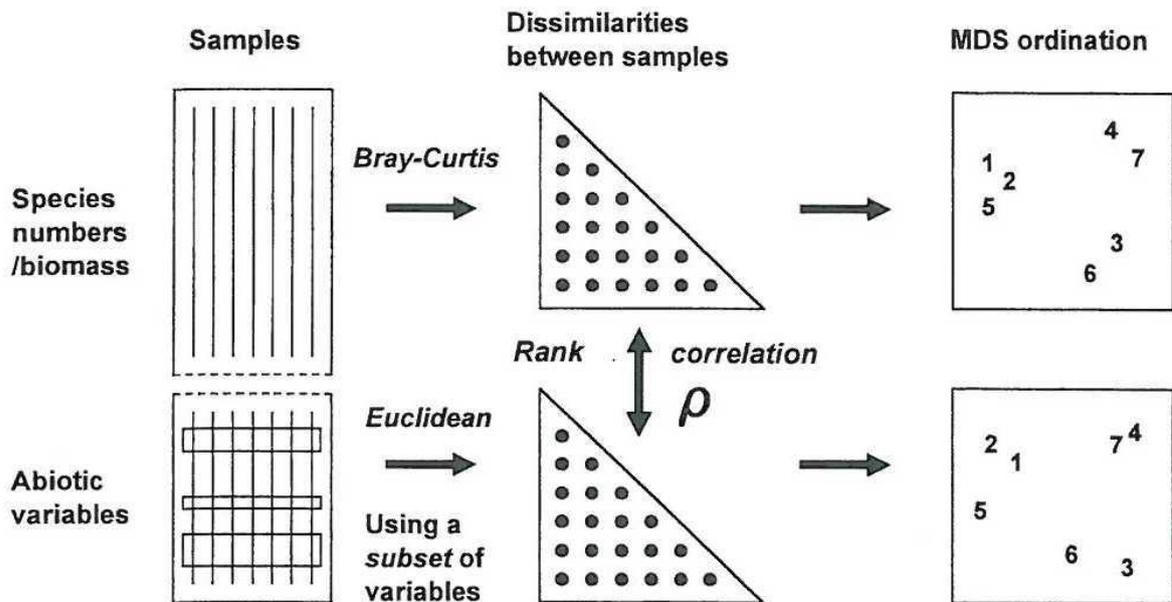
	418305-2008	418305-2009	418310-2009	OBF02831-2007	OBF13660-2007	OBF15550-2007	OBF15801-2007	OBF15803-2007
418305-2008	-							
418305-2009	60	-						
418310-2009	69	70	-					
OBF02831-2007	37	25	38	-				
OBF13660-2007	32	29	39	57	-			
OBF15550-2007	31	31	39	51	60	-		
OBF15801-2007	39	28	34	59	62	55	-	

**Abbildung 23: Ausschnitt aus einer trigonalen Ähnlichkeitsmatrix nach paarweiser Berechnung des Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizienten auf Basis der Struktur der Organismengemeinschaften**

Die trigonale Ähnlichkeitsmatrix ist wiederum Basis der iterativen Berechnung einer MDS-Ordination, die ermittelte Ähnlichkeiten in zwei- bzw. dreidimensionalen Abbildungen visualisiert.

Versuche zur Identifizierung der für die Struktur der Organismengemeinschaften bestimmenden chemischen Faktoren wurden mittels des Bio-Env-Verfahrens unternommen (CLARKE & AINSWORTH 1993). Das Bio-Env-Verfahren zur Identifizierung der für die Struktur der Organismengemeinschaften bestimmenden chemischen Größen fußt zum einen auf der oben beschriebenen Ähnlichkeitsanalyse, basierend auf den Organismengemeinschaften, zum anderen auf einer analog durchgeführten Ähnlichkeitsanalyse der ausgewählten chemischen Umweltvariablen. Im Unterschied zu den Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der Messstellenjahre basierend auf Organismengemeinschaften werden die Ähnlichkeiten der Messstellenjahre auf Basis der chemischen Variablen mit dem euklidischen Abstand bestimmt. Sind die ausgewählten Variablen zu einem großen Teil für die Variabilität der Organismengemeinschaften verantwortlich, so ergibt sich eine hohe Übereinstimmung der Ähnlichkeitsmatrices für biologische und chemische Größen. Im Ergebnis dieses Verfahrens sind Aussagen über das Maß an biologischer Variabilität, welches von einzelnen bzw. Gruppen von Umweltvariablen erklärt wird, möglich. Das Maß der erklärten Variabilität wird mit einem sogenannten Matching-Koeffizienten  $\rho$  ausgedrückt, der mathematisch gesehen dem Spearman-Rang-Korrelationskoeffizienten entspricht. Der Matching-Koeffizient kann für alle in der Analyse verwendeten abiotischen Faktoren sowohl einzeln als auch für Kombinationen aus verschiedenen Faktoren abgeleitet werden. Kombiniert man abiotische Variablen, so ergeben sich für diese Kombinationen meist höhere Matching-Koeffizienten, wobei es eine Faktorenkombination

gibt, die eine optimale Erklärung der biologischen Besiedlung erzielt. Die Signifikanz dieses Matching-Koeffizienten kann mit sogenannten Permutationstests geprüft werden. Hier wird geprüft, inwieweit sich bei einer zufälligen Vertauschung der Datensatzbezeichnungen ein höherer Matching-Koeffizient zwischen biotischen und abiotischen Daten ergibt. Ist in weniger als 5 von 100 Fällen der Koeffizient für die Originaldatensätze höher als für die Datensätze mit Vertauschung, so kann die 0-Hypothese (= abiotische Faktoren bieten keine Erklärung für biotische Besiedlung) abgelehnt werden. Das Prinzip des Bio-Env-Verfahrens ist in Abbildung 24 dargestellt.



**Abbildung 24: Prinzip des Bio-Env-Verfahrens zur Identifizierung von Umweltvariablen, die strukturbestimmend für Organismengemeinschaften in Fließgewässern sind (Abbildung aus CLARKE & WARWICK 2001)**

Zur Ableitung von Grenzwerten für die Eisenbelastung von Fließgewässern wird auf das Konzept der Hüllkurven zurückgegriffen. Dahinter steht die Annahme, dass sich die Wirkungen des Eisens auf die Fließgewässerbiozönosen nur an den Stellen zeigen, an denen alle anderen physikalischen, chemischen und biologischen Steuerfaktoren nahe des Optimums im betreffenden Fließgewässertyp sind. An diesen Stellen ist die Wahrscheinlichkeit sehr hoch, dass die Eisenkonzentration der maßgebliche Faktor für die Strukturierung der Biozönose ist. Eine Hüllkurve entsteht, wenn mit einem geeigneten Funktionstyp eine Regression für ausgewählte Wertepaare, die am äußersten Rand einer Punktwolke liegen, gerechnet wird. Im vorliegenden Fall wurde eine exponentielle Abnahme der entsprechenden Strukturgrößen der MZB-Gemeinschaften beobachtet (Abbildung 25). Die Auswahl der geeigneten Wertepaare erfolgt, indem der Wertebereich der Fe-Konzentrationen in äquidistante Klassen unterteilt wird. Aus jeder dieser Klassen wird jeweils das Maximum der Taxazahl bzw. der jeweils betrachteten abhängigen Größe in der Regression verwendet. Mit ebendiesen Werten kann mittels Probit-Regression eine Konzentrations-Wirkungsbeziehung ermittelt werden (Abbildung 26). Die resultierende Regressionsfunktion erlaubt die Berechnung von definierten Effektkonzentrationen. Zur Abschätzung einer NOEC (No Observed Effect Concentration) wird in der Regel der EC10-Wert herangezogen (WARNE & VAN DAM 2008).

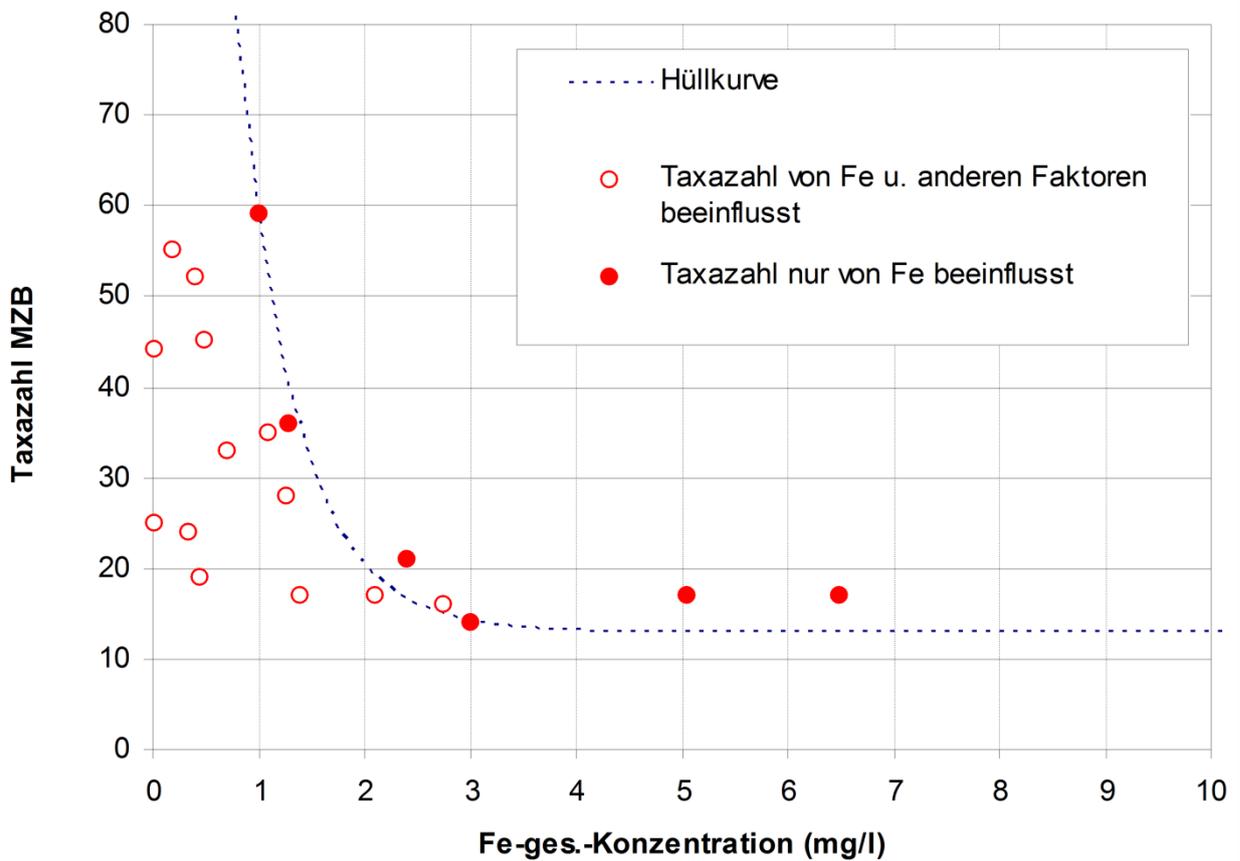


Abbildung 25: Darstellung der Taxzahl einer Organismengruppe in Abhängigkeit von der Fe-Belastung. Eingezeichnet ist die Hüllkurve als Regression über die Taxzahlmaxima in den jeweiligen Fe-Konzentrationsklassen 0-1 mg/l, 1-2 mg/l, usw.

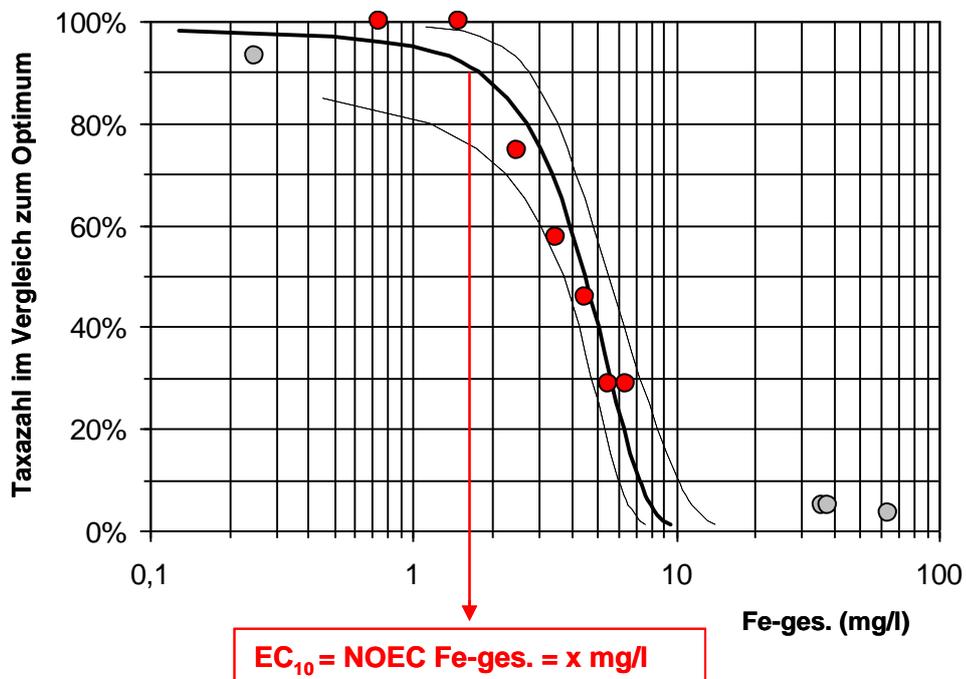


Abbildung 26: Probit-Regression der Fe-beeinflussten Taxzahl (siehe Abbildung 25) zur Berechnung eines Grenzwertes der Eisenbelastung

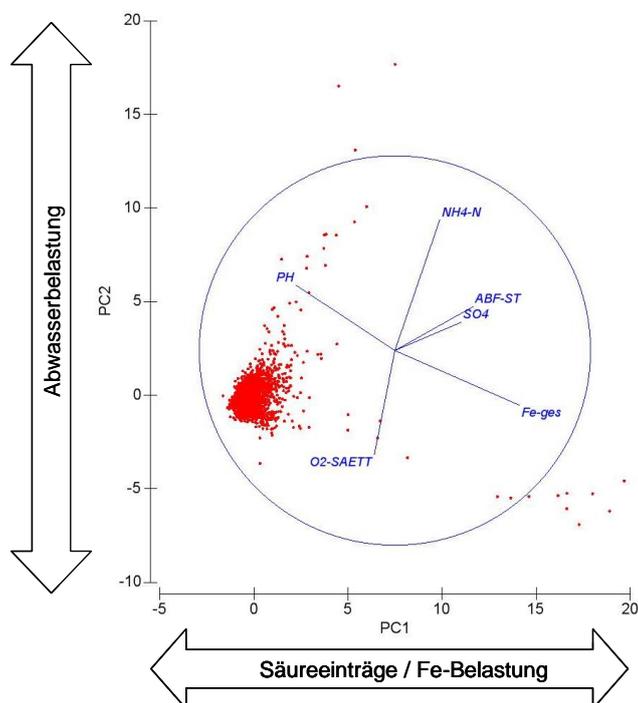
## 7.3 Ergebnisse der statistischen Analyse

### 7.3.1 Überblick über den Gewässerchemismus der Fließgewässer in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg

In die Hauptkomponentenanalyse des Gewässerchemismus der Fließgewässer gingen 2.564 Datensätze von Fließgewässern Sachsens, Sachsen-Anhalts und Brandenburgs ein. Eine Reduktion der Anzahl der ursprünglich 2.725 Datensätze ist der Tatsache geschuldet, dass auch die Datensätze mit reduziertem Datenspektrum (siehe Tabelle 13) teilweise nicht vollständig waren. Die Datierungen der Messwerte erstrecken sich je nach Messstelle von 1991 bis 2011.

**Tabelle 13: Datenumfang der PCA mit Daten zum Gewässerchemismus von Fließgewässern in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg**

Messgröße	Verwendung in PCA (Bemerkung)
Fe-ges	Ja
Fe-gel	Nein (66 % der Datensätzen ohne Werte)
NH4-N	Ja
ABF-ST	Ja
SO4	Ja
O2-Sättigung	Ja
DOC	Nein (40 % der Datensätze ohne DOC-Werte)
pH-Wert	Ja



**Abbildung 27: Ordination einer PCA mit den Daten zum Gewässerchemismus von 2.316 Messstellenjahren von Fließgewässern Sachsens, Sachsen-Anhalts und Brandenburgs. Die Pfeile an den Hauptkomponentenachsen PC1 und PC2 stellen die gewässerökologische Interpretation des PCA-Ergebnisses dar.**

Abbildung 27 zeigt die Ergebnisse der PCA mit den Daten zum Gewässerchemismus visualisiert in Form einer 2D-Ordination, d. h. alle Werte sind in Ebene der ersten zwei Hauptkomponenten PC1 und PC2 projiziert. Die Interpretation der Ergebnisse wird anhand des Korrelationskreises in der Mitte der Abbildung möglich. In diesem Kreis sind alle in der PCA verwendeten Variablen noch einmal als Vektoren abgebildet. Diese geben in Betrag und Richtung an, wie stark sich jede dieser Variablen auf die ersten zwei Hauptkomponenten auswirkt. PC1, d. h. der Faktorengruppe, die offenbar den deutlichsten Gradienten des Gewässerchemismus innerhalb der untersuchten Daten anzeigt, wird eindeutig von den Variablen pH-Wert und Fe-ges bestimmt. Die Vektorrichtungen von pH und Fe-ges. sind um nahezu genau 180° verschieden, d. h. die beiden Variablen sind stark negativ miteinander korreliert. Dies kann man auch in Abbildung 28 anhand der Faktorladungen nachvollziehen. pH-Wert und Fe-ges. haben hier eindeutig die höchsten Werte. Die entgegengesetzten Vorzeichen zeigen an, dass diese Variablen negativ korrelieren. Die Variable, die auf dem Faktor PC1 am drittstärksten lädt, ist der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen, der offenbar positiv mit den Fe-ges.-Konzentrationen korreliert. Die erste Hauptkomponente kann somit als Gradient der Fe-Belastung und geogenen Versauerung innerhalb der Gesamtheit der untersuchten Fließgewässer interpretiert werden.

Faktorladungen					
Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Fe-ges	0,636	0,281	-0,057	0,026	-0,002
NH <sub>4</sub> -N	0,229	-0,67	-0,077	0,309	-0,629
ABF-ST	0,402	-0,226	0,529	0,428	0,517
SO <sub>4</sub>	0,337	-0,145	0,414	-0,794	-0,175
O <sub>2</sub> -SAETT	-0,105	0,536	0,564	0,29	-0,54
pH	-0,507	-0,336	0,471	-0,077	0,119

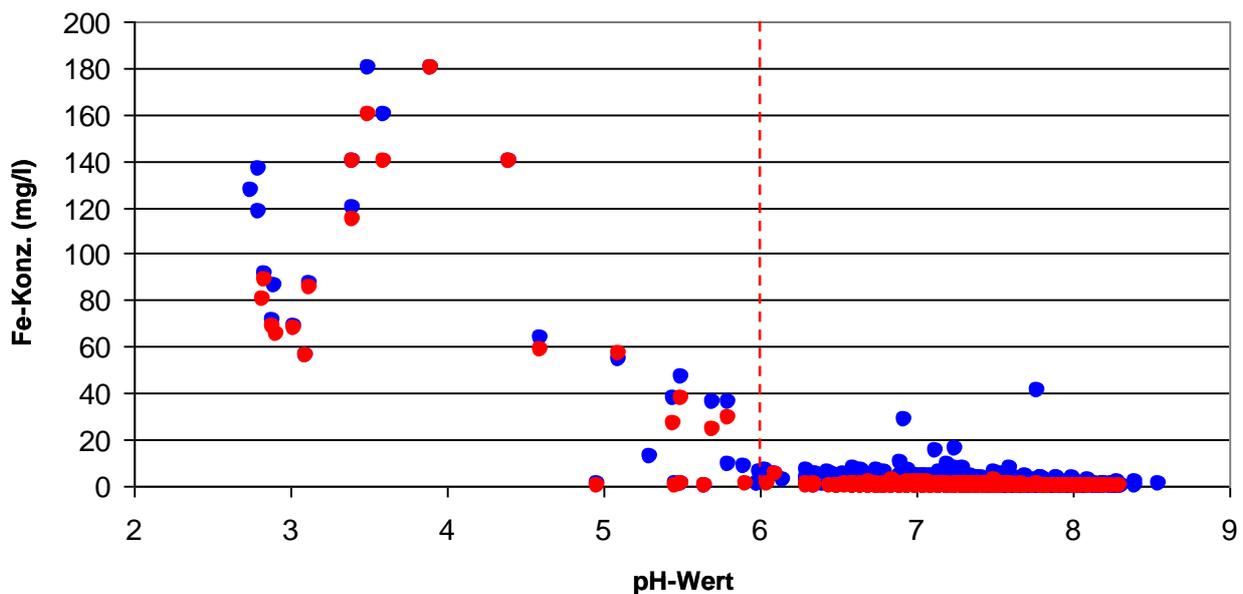
**Abbildung 28: Faktorladungen der ersten 5 Hauptkomponenten der PCA mit den Daten zum Gewässerchemismus der Fließgewässer Sachsens, Sachsen-Anhalts und Brandenburgs**

Auf Hauptkomponenten PC2 laden hingegen die Variablen NH<sub>4</sub>-N und O<sub>2</sub>-Sättigung am stärksten. Auch diese Variablen sind negativ korreliert und repräsentieren am ehesten den Gradienten der Abwasserbelastung der Gewässer. Auf PC3, der dritten Hauptkomponente, die in der 2D-Abbildung nicht adäquat darstellbar ist, laden die Gehalte an abfiltrierbaren Stoffen, die O<sub>2</sub>-Sättigung und die Sulfatkonzentration am stärksten. Alle drei Variablen sind positiv korreliert, d. h. hohe Stoffkonzentrationen sind mit hohen Sauerstoffsättigungen verbunden. Dies kann als Trophiegradient in den Gewässern aufgefasst werden. Die ersten drei Hauptkomponenten erklären rund 70% der Varianz der Daten und widerspiegeln damit die wesentlichsten Einflussfaktoren in den untersuchten Fließgewässern (Abbildung 29). Im Zusammenhang mit der zu untersuchenden Frage, inwieweit die Eisenbelastung eine wesentliche Rolle bei der Strukturierung von Fließgewässerbiozönosen spielen kann, zeigen die Ergebnisse der PCA zunächst, dass diese ein Belastungsphänomen darstellt, welches sich neben der Abwasserbelastung und Eutrophierung deutlich in einem separaten chemischen Gradienten innerhalb der Gesamtheit der untersuchten Gewässer widerspiegelt. Was aber auch aus der PCA deutlich wird, ist die relativ geringe Anzahl von Messstellenjahren, die sich aufgrund ihrer sehr deutlichen Belastung als Einzelpunkte in der Ordination wahrnehmen lassen. Die überwiegende Anzahl der Punkte liegen gehäuft in der Nähe des Koordinatenursprungs und zeigen damit an, dass die untersuchten Gewässerparameter in den meisten Gewässern im Hinblick auf die drei als separate Belastungsgradienten interpretierten Hauptkomponenten nur mäßig variabel sind.

Eigenwerte			
PC	Eigenwerte	%Variation	kum.%Variation
1	1,81	30,1	30,1
2	1,33	22,2	52,3
3	1,14	18,9	71,3
4	0,865	14,4	85,7
5	0,548	9,1	94,8

**Abbildung 29: Eigenwerte der ersten 5 Hauptkomponenten der PCA mit den Daten zum Gewässerchemismus der Fließgewässer Sachsens, Sachsen-Anhalts und Brandenburgs**

Stellt man die Daten zur Fe-Konzentration (ges./gel.) dem pH-Wert gegenüber, so wird deutlich, dass eine Korrelation zwischen beiden Größen erst ab einem pH-Jahresmedian < 6,3 darstellbar ist. Dauerhaft hohe Fe-Konzentrationen > 10 mg/l treten erst bei diesen pH-Werten auf. Im circumneutralen Bereich liegen die Fe-gel.-Konzentrationen in der Regel unter 1 mg/l, die Fe-ges.-Konzentrationen streuen sehr stark im Bereich < 10 mg/l. Die stark von Versauerung und hohen Fe-Konzentrationen betroffenen Gewässerabschnitte stellen somit Extremfälle dar. Es ist zu vermuten, dass diese Situationen mit multipel gestressten Lebensgemeinschaften (pH- und Fe-Stress) die Extremsituationen im zu untersuchenden Spektrum von Fe-bedingten Beeinträchtigungen von Fließgewässerlebensgemeinschaften darstellen. Für die Ableitung von allgemeinen Grenzwerten, mit deren Hilfe intakte Fließgewässerbiozöten vor beginnenden Fe-bedingten Veränderungen geschützt werden sollen, werden eher die im circumneutralen Bereich erwartbaren Fe-Konzentrationen genutzt werden können (siehe Abbildung 30).



**Abbildung 30: Darstellung der Messwerte von Fe-ges. und Fe-gel. in Abhängigkeit vom pH-Wert in der fließenden Welle (rechts: vergrößerter Ausschnitt der linken Abbildung)**

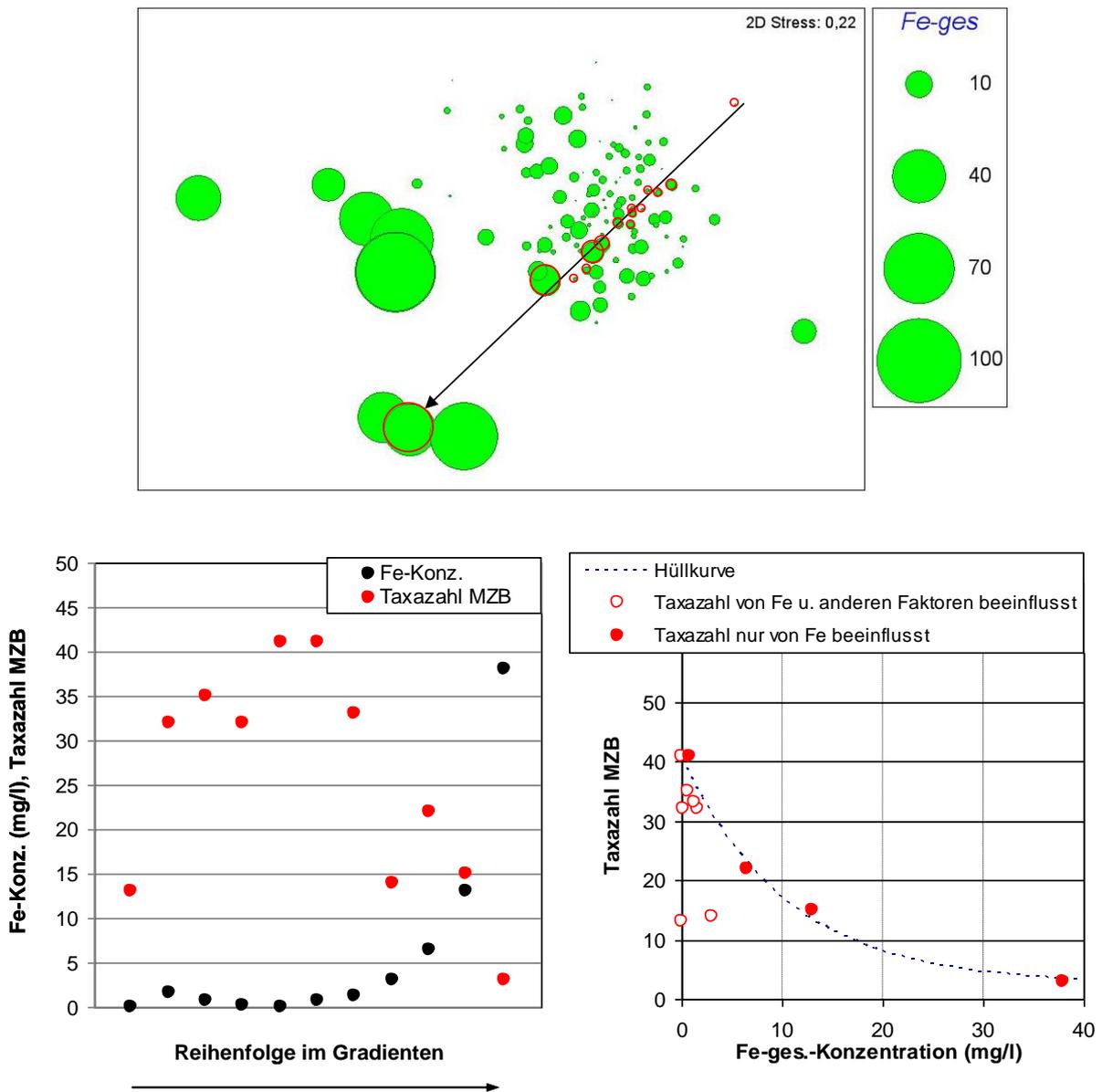
### 7.3.2 Fazit der multivariaten statistischen Analyse zur Wirkung von Eisen auf Fließgewässerbiozöten

Die Versuche zur Identifizierung der für die Struktur der Organismengemeinschaften bestimmenden Faktoren mittels des Bio-Env-Verfahrens zeigten, dass die ausgewählten Faktoren für eine überzeugende Erklärung der Variabilität der Gemeinschaften von Fischen, Makrophyten, benthischen Diatomeen und Makrozoobenthos in Fließgewässern offenbar nicht hinreichend waren. Die mit den optimalen Faktorenkombinationen erzielten

Matching-Faktoren waren zwar alle auf 95 %-Niveau signifikant, konnten aber mit Ausnahme der Daten für das Makrozoobenthos in Fließgewässertyp 15 nie mehr als 50 % der Variabilität der Struktur der Organismengemeinschaft erklären. Als unbekannte Faktoren, die für den unerklärten Anteil an der Variabilität der Struktur der Organismengemeinschaften verantwortlich waren, werden insbesondere hydrologische, geologische, morphologische Eigenheiten, eventuell auch spezifische chemische Belastungssituationen (z. B. Pestizidbelastung aus der Landwirtschaft) der Gewässer angenommen.

Eisen erreichte beim Makrozoobenthos und bei Makrophyten für den Gesamtdatensatz aller Fließgewässer die höchsten Matching-Koeffizienten mit 0,19 bzw. 0,18, während bei Fischen und Diatomeen die Koeffizienten niedriger waren. Aufgrund der schier Zahl der potenziell in Gewässern Mitteldeutschlands vorkommenden Makrozoobenthosorganismen sowie deren taxonomischer und funktioneller Vielfalt ist zu erwarten, dass sich anhand dieser Gruppe differenzierte Schwellenwerte der Eisenbelastung besonders gut ableiten lassen. Die Probleme, die diesbezüglich bei den anderen Organismengruppen zu erwarten sind, wurden erörtert.

Eisen stellt nur eine Dimension in einem vieldimensionalen Raum aus Umweltvariablen dar, innerhalb dessen die Bereiche eines möglichen Vorkommens von Gewässerorganismen liegen. Diese Vieldimensionalität wurde in den MDS-Ordinationen jeweils in eine 2-dimensionale Fläche projiziert. In einigen Datenkollektiven, wie z. B. für das MZB in Fließgewässertyp 14, kann in der Ordinationsdarstellung eine Gruppierung der Struktur der MZB-Gemeinschaften wahrgenommen werden. Legt man ein Transekt in der Richtung dieses wahrgenommenen Gradienten durch die Ordination und reiht die diesem Transekt nächstgelegenen Punkte in der Reihenfolge ihres Abstands zum Startpunkt des Transektes (siehe Abbildung 31 oben), zeigt sich beispielsweise, dass mit einer tendenziellen Abnahme der Fe-Konzentrationen im Transekt die Taxazahlen ansteigen (siehe Abbildung 31 unten links). Die mit dem Abstand zunehmende Unähnlichkeit der Proben beruht also auch auf Änderungen der MZB-Besiedlung, die sich nicht nur in einem veränderten Artenspektrum, sondern auch anhand von robusten summarischen Größen darstellen lassen. Bei Auftragung der für den Gradienten ausgewählten Wertepaare von Fe-Konzentration und MZB-Taxazahl wird allerdings auch deutlich, dass selbst im vermuteten schwachen Fe-Gradienten ein deutlicher Zusammenhang nur bei Annahme einer Hüllfunktion darstellbar ist (siehe Abbildung 31 unten rechts). Es gab offenbar nur einige MZB-Gemeinschaften, bei denen Eisen der wesentliche strukturierende Faktor war. Darüber hinaus existiert eine sehr starke Streuung von Punkten, die unabhängig von der angenommenen Gradientenachse ist. Für diese MZB-Gemeinschaften sind demnach andere Faktoren, die hier nicht Gegenstand der Betrachtung sind, strukturbestimmend. Dies spricht für die grundsätzliche Untersuchung des Fe-Einflusses auf die MZB-Gemeinschaften mittels Hüllkurventechnik.



**Abbildung 31:** Oben: MDS-Ordination der Makrozoobenthosgemeinschaften Fließgewässertyp 14 (siehe Bild 65). Eingezeichnet ist der Transekt in Richtung des Fe-Gradienten im Datenkollektiv der MZB-Gemeinschaften. Unten links: Entwicklung der Fe-Konzentrationen und MZB-Taxazahlen im angenommenen Fe-Gradienten. Unten rechts: Darstellung derselben Daten MZB-Taxazahlen vs. Fe-Konzentrationen aus dem Fe-Gradienten mit zugehöriger Hüllkurve

# 8 Ableitung von Effektkonzentrationen

## 8.1 Methodik

Im Ergebnis der statistischen Auswertung der vorliegenden Daten stellte sich das Prinzip der Hüllkurvenbetrachtung als probates Mittel heraus, um den Einfluss hoher Eisenkonzentrationen auf die Gewässerbiozönose nachvollziehbar darzustellen.

Für die praktische Umsetzung hat es sich jedoch als nicht sinnvoll erwiesen, statistische Verfahren zur Generation der Hüllkurven zu verwenden. Die Streuung der Daten insbesondere im interessanten Grenzbereich der Datenwolke ist zu groß, um beispielsweise feste Konzentrationsbereiche für eine Stützstellenberechnung festzulegen. In den Grafiken erwies sich der Grenzbereich der Punkteschar oft als sehr diffus. "Ausreißer" wurden vor allem von Datensätzen aus Sachsen-Anhalt und von "Projekt Daten" verursacht. Hierfür konnten verschiedene Ursachen ermittelt werden. Ein relativ bedeutender, weil systematischer Faktor ist die Subjektivität und länderspezifische Methodik der Benthosanalytik. Es fiel auf, dass zum Beispiel die Untersuchungstiefe bei Chironomiden (Zuckmücken) unterschiedlich gehandhabt wurde. Generell fallen die Artenlisten aus Sachsen-Anhalt und Brandenburg durch sehr hohe Taxazahlen auf. In Abbildung 32 wurden beispielhaft diese Datenquellen farblich unterschieden. Auch scheinen projektbezogene Untersuchungen mit größerer Intensität zu erfolgen als Routineanalysen. Oft finden wir bei diesen Daten höhere Taxazahlen als bei vergleichbar belasteten Routinemessstellen. Das macht es insofern problematisch, als dass gerade die interessanten Messstellen mit erhöhter Eisenbelastung vorwiegend im Rahmen von befristeten Projekten bearbeitet wurden (Pleiße, Kleine Spree). Recherchen zu einzelnen Messstellen ergaben auch Organismendrift (Schulenburgkanal, Dürrbacher Fließ) oder eine diskontinuierliche Belastungssituation (z. B. kurzzeitig deutlich erhöhte Konzentrationen) als Ursache für extreme Einzelwerte. Eine detaillierte Datenanalyse ist sehr aufwändig und war im Rahmen des Projekts nicht möglich. Lediglich besonders auffällige Einzelwerte konnten anhand der vorliegenden Rohdaten überprüft werden.

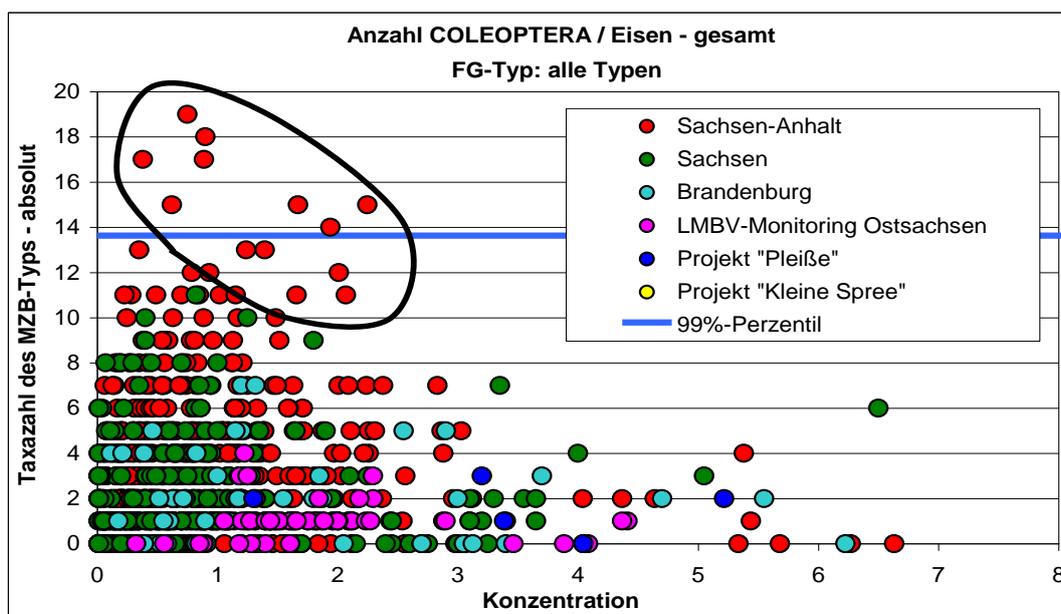
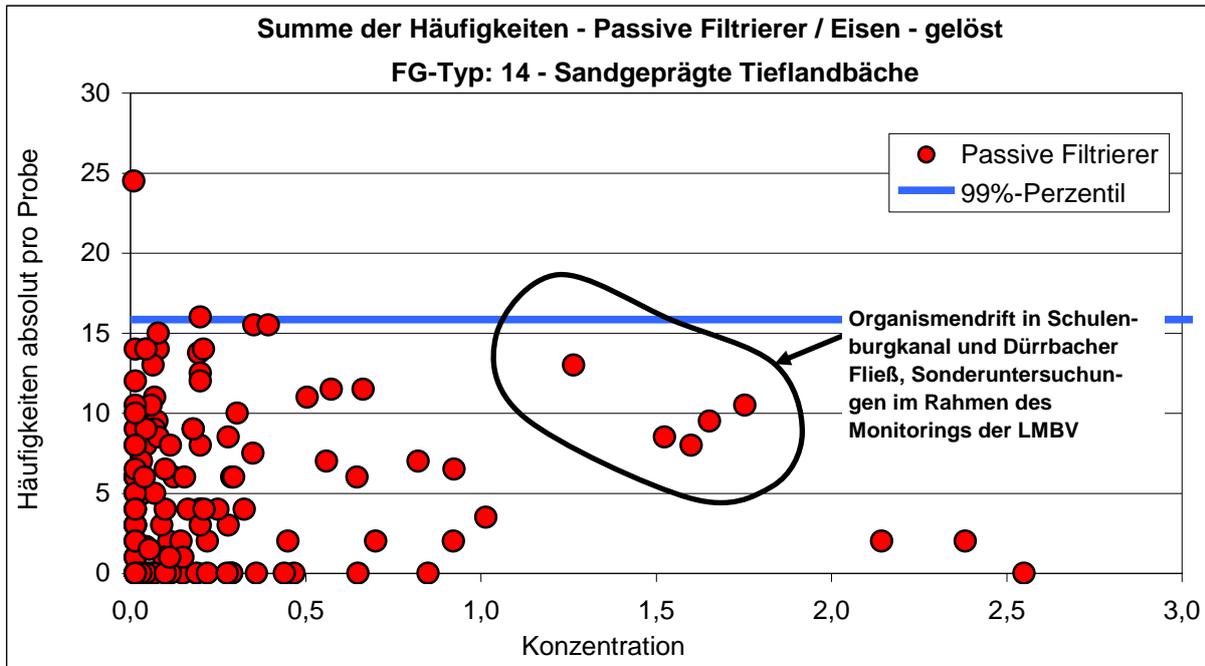


Abbildung 32: Taxazahl der Coleoptera in den Proben gegenüber der Eisenkonzentration - Proben mit auffällig hohen Taxazahlen wurden markiert

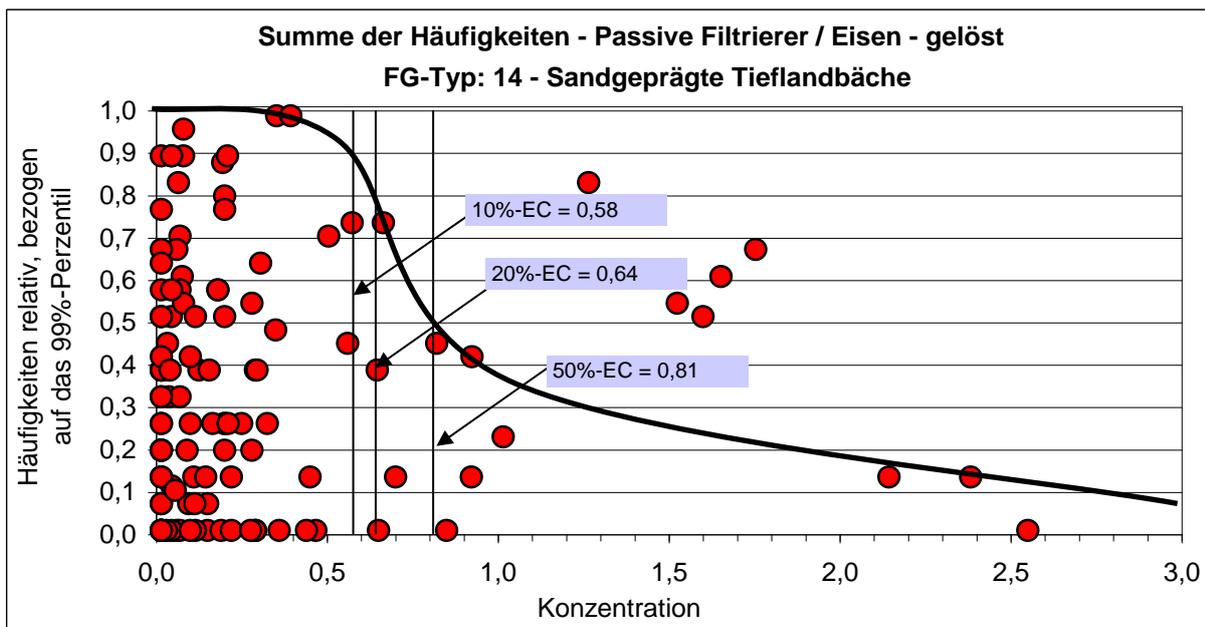
Ähnlich wie in Abbildung 32 für die Coleoptera sieht die Fundverteilung auch für Ephemeroptera oder Trichoptera aus. Die höchsten Taxazahlen stammen in der Regel aus Sachsen-Anhalt.

Für die praktische Dateninterpretation wurde das 99 %-Perzentil der Taxazahlen bzw. Häufigkeiten aller jeweils betrachteten Wertepaare als theoretische maximale Taxazahl bei weitgehend fehlenden unnatürlichen Einschränkungen der Besiedlung angenommen. Damit wurden rechnerisch bereits Ausreißer mit außergewöhnlich hoher Taxazahl ausgeblendet. Außerdem wurde grundsätzlich eine sigmoide Hüllkurve, wie sie für Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen üblich ist, als realitätsnah angenommen. Das bedeutet, dass sich theoretisch im Bereich unkritischer Eisenkonzentrationen ein "Plateau" mit maximalen Taxazahlen finden lässt. Mit steigender Eisenkonzentration reduziert sich die Taxazahl sprunghaft. Niedrige Taxazahlen, die sehr robuste, nur mittelbar von der Wasserbeschaffenheit betroffene Arten (z. B. Heteroptera) oder verdriftete Arten repräsentieren, finden sich noch bei sehr hohen Eisenkonzentrationen. Eine entsprechende sigmoide Hüllkurve wurde in Ermangelung geeigneter mathematischer Verfahren optisch an die Punktwolke angepasst. Dabei wurden extrem abseits liegende Punkte und stichprobenartig auch die potenziellen Stützstellen auf Plausibilität geprüft. Wesentliche Kriterien waren vor allem Repräsentativität der Eisenkonzentrationen und Auffälligkeiten hinsichtlich der Lage der Messstelle. Während das erste Kriterium durch Betrachtung der Zeitreihen noch relativ leicht zu überprüfen war, konnten Besonderheiten der Messstelle wie die Möglichkeit von Organismendrift nur in Ausnahmefällen erkannt werden.

Eine Auswertung dieser Hüllkurve mittels Probitanalyse wäre möglich gewesen, doch hätte diese Herangehensweise bei erheblichem zusätzlichem Aufwand eine Genauigkeit vorgetäuscht, die aufgrund der vergleichsweise geringen Datenmenge und der großen Streuung im Bereich der Stützstellen nicht realistisch ist. Deshalb wurden die Hüllkurven optisch an die Lage der als zuverlässig eingeschätzten Randpunkte der Punktwolke angepasst. Zur Erleichterung der Auswertung erfolgte die Anpassung in einer Darstellung mit relativen Häufigkeitswerten. Somit waren die entsprechenden Effektkonzentrationen sehr einfach abzulesen. In Anlehnung an LINTON et al. (2007) wurden die Eisenkonzentrationen bei 10%iger, 20%iger und 50%iger Verminderung der maximalen Taxazahlen als Effektkonzentrationen registriert und den Betrachtungen zu Grenz- oder Richtwerten zugrunde gelegt. Hintergrund dieser Festlegung war die allgemein übliche Akzeptanz der 10 %-Schwelle als NOEC (NO Effect Concentration) und der 50 %-Schwelle als Maß für die Toxizität (EC 50-Wert) sowie die Verwendung der 20 %-Schwelle durch LINTON et al. (2007) für die Bewertung einer ähnlichen Datenbasis. Abbildung 33 und Abbildung 34 illustrieren diese Herangehensweise beispielhaft für die Organismengruppe der "Passiven Filtrierer" in den Gewässern des FG-Typs 14.



**Abbildung 33:** Darstellung der absoluten Werte mit 99 %-Perzentil - markierte Werte repräsentieren Messstellen mit Organismendrift, die nicht in die Bewertung einbezogen wurden



**Abbildung 34:** Darstellung der relativen Werte mit Hüllkurve und ermittelten Effektkonzentrationen

Die Auswahl besonders geeigneter Arten oder Artengruppen und die Einengung auf bestimmte Gewässertypen stellt ein weiteres Problem bei der Ermittlung von Effektkonzentrationen als Grundlage für die Ableitung von Schwellen- oder Grenzwerten dar. Selbst unter Annahme einer konsistenten Datenmenge besteht die Problematik, dass eine Einengung auf sensible Arten oder einzelne Gewässertypen den Datenpool verringert und damit die Unsicherheit der Auswertung vergrößert. Eine Ausweitung des Datenpools führt notwendigerweise zur Einbeziehung robusterer Arten und verschiebt die Punktwolke und damit auch die Effektkonzentrationen weiter in den Bereich höherer Eisenkonzentrationen. Es ist folglich notwendig, einen Kompromiss zu finden, der eine für die Auswertung ausreichende Anzahl an Wertepaaren sichert und gleichzeitig Ubiquisten

und Artengruppen, bei denen die Mehrzahl der Vertreter nur mittelbar an die Wasserbeschaffenheit gebunden sind (z. B. Heteroptera), von der Bewertung ausschließt. Eine weitere Einengung des Datenvolumens auf einzelne Fließgewässertypen hat dann in der Regel eine nicht mehr sinnvoll auswertbare Menge an Datenpunkten zur Folge.

Die Auswahl einzelner Arten (Indikatoren) als Grundlage für eine Grenzwertableitung, wie es in der Aufgabenstellung ursprünglich angedacht war, ist aufgrund der dann in der Regel sehr geringen Datenmenge auf diesem Wege nicht sinnvoll. Generell kann davon ausgegangen werden, dass besonders empfindliche Taxa bereits in nicht übermäßig durch Eisen belasteten Gewässern vergleichsweise selten vorkommen. Hierdurch wird die Wahrscheinlichkeit, dass gerade im Grenzbereich zur kritischen Eisenbelastung maximale Taxazahlen für eine Auswertung zur Verfügung stehen, ausgesprochen gering. Zudem existierten zumeist nur relative Abundanzwerte, sodass die Darstellung der Häufigkeit gegenüber der Eisenkonzentration eine sehr inhomogene Punkteverteilung zur Folge hat. Eine weiterführende Diskussion hierzu findet sich im Kapitel 8.2.

Für die praktische Auswertung wurden daher nach Möglichkeit sensible, aber größere Artengruppen gewählt. Weil sich insbesondere die Plecopteren anhand der vorliegenden Daten als recht widerstandsfähig gegenüber Eisen dargestellt haben, wurde anstelle der Gruppe der EOT-Taxa die Ordnungen der Ephemeroptera und der Trichoptera ausgewertet. Zudem erwies es sich als sinnvoll, die Gruppe der Weidegänger und insbesondere der Aktiven Filtrierer (Ernährungstypen) für eine Bewertung heranzuziehen, weil diese offensichtlich besonders sensibel auf Eisen im Gewässer reagieren. Eine detaillierte Auswertung der Daten anderer Organismengruppen wie Fische, Makrophyten oder Diatomeen erwies sich als nicht zielführend, weil entweder die Datenbasis zu gering war (Fische) oder die mit vertretbarem Aufwand selektierbaren Organismengruppen deutlich höhere Effektkonzentrationen erwarten ließen, als sie beim Makrozoobenthos ermittelt werden konnten (vgl. hierzu Kapitel 8.2).

Ein Vergleich der Auswertung über die Taxazahl pro Probe (in Tabelle 14 kursiv) und der Summe der Häufigkeitswerte ergab, dass die Häufigkeitswerte durch die stärkere Differenzierung eine homogenere Darstellung ermöglichten und in der Regel auch niedrigere Effektkonzentrationen auswiesen. Tabelle 14 gibt eine Übersicht über die ermittelten Effektkonzentrationen. In Fällen mit sehr diffuser Werteverteilung im Grenzbereich der Datenwolke wurden zwei Hüllkurven angepasst und eine Von-Bis-Spanne für die jeweilige Effektkonzentration angegeben.

**Tabelle 14: Effektkonzentrationen für Gesamteisen und alle Fließgewässertypen**

	FG-Typ	Anzahl Wertepaare	10 % Effekt in mg/l	20 % Effekt in mg/l	50 % Effekt in mg/l
EPT-Taxa - Häufigkeit	alle	838	1,40 - 1,75	1,50 - 1,88	2,52 - 3,45
EOT-Taxa - Häufigkeit	alle	838	1,61 - 2,15	1,78 - 2,31	2,15 - 2,70
Odonata - Häufigkeit	alle	838	1,53 - 1,81	1,72 - 2,07	2,31 - 4,12
Ephemeroptera - Häufigkeit	alle	838	1,58	1,7	2,19
<i>Ephemeroptera - Taxazahl</i>	<i>alle</i>	<i>838</i>	<i>1,89</i>	<i>2,06</i>	<i>2,48</i>
Trichoptera - Häufigkeit	alle	838	1,40 - 1,91	1,63 - 2,05	2,50 - 3,90
Aktive Filtrierer - Häufigkeit	alle	838	1,29 - 1,79	1,37 - 2,03	2,93 - 4,22
Passive Filtrierer - Häufigkeit	alle	838	1,41	1,74	3,86
Weidegänger - Häufigkeit	alle	838	1,71 - 1,87	1,77 - 1,93	2,92 - 3,45

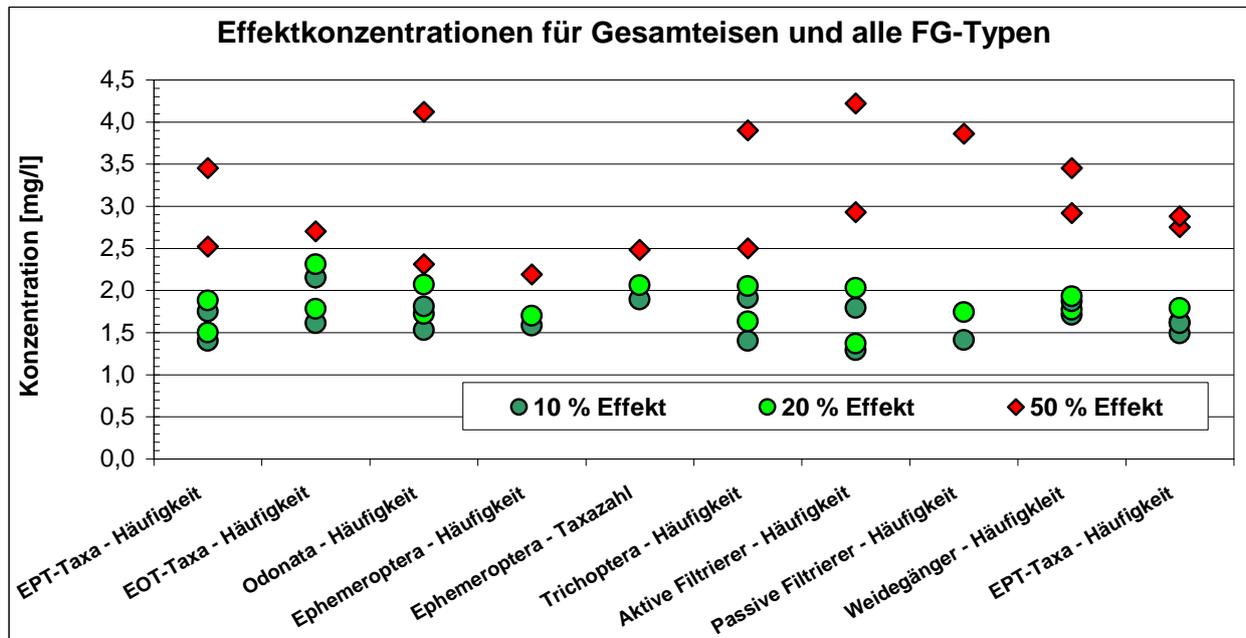


Abbildung 35: Darstellung der Effektkonzentrationen für alle Gewässertypen und Gesamteisen

Tabelle 15: Effektkonzentrationen für Gesamteisen und einzelne Fließgewässertypen

	FG-Typ	Anzahl Wertepaare	10 % Effekt in mg/l	20 % Effekt in mg/l	50 % Effekt in mg/l
EPT-Taxa - Häufigkeit	14	123	1,49 - 1,61	1,62 - 1,79	2,75 - 2,88
Weidegänger - Häufigkeit	14	123	1,63	1,79	2,10
Aktive Filtrierer - Häufigkeit	14	123	1,32 - 1,57	1,45 - 1,70	1,73 - 2,23
EPT-Taxa - Häufigkeit	15	66	1,61	1,74	1,93
EOT-Taxa - Häufigkeit	15	66	1,53	1,64	1,86
Ephemeroptera - Häufigkeit	15	66	1,58	1,77	2,40
EPT-Taxa - Häufigkeit	16	274	1,68 - 2,25	1,91 - 2,38	2,99 - 3,33
EOT-Taxa - Häufigkeit	16	274	2,00 - 2,48	2,14 - 2,65	2,40 - 3,43
Aktive Filtrierer - Häufigkeit	16	274	1,23	1,38	1,81
Weidegänger - Häufigkeit	16	274	2,00 - 2,15	2,21 - 2,40	2,53 - 2,97
Ephemeroptera - Häufigkeit	16	274	1,87	2,04	2,54
Ephemeroptera - Häufigkeit	17	212	1,83	1,97	2,15
Aktive Filtrierer - Häufigkeit	17	212	1,10	1,23	1,64
EOT-Taxa - Häufigkeit	17	212	1,87	2,03	2,38
Weidegänger - Häufigkeit	17	212	1,97	2,14	2,45
EPT-Taxa - Häufigkeit	18	31	0,28	0,34	0,46
Weidegänger - Häufigkeit	18	31	0,54	0,62	0,82
Aktive Filtrierer - Häufigkeit	18	31	0,31	0,38	0,65
EPT-Taxa - Häufigkeit	19	101	1,16	1,85	1,90
EOT-Taxa - Häufigkeit	19	101	1,12	1,25	1,64
Aktive Filtrierer - Häufigkeit	19	101	0,86	0,99	1,49
EOT-Taxa - Häufigkeit	15g	29	1,12	1,21	1,41
Aktiver Filtrierer - Häufigkeit	15g	29	1,18	1,31	1,74
Weidegänger - Häufigkeit	15g	29	1,12	1,24	1,59

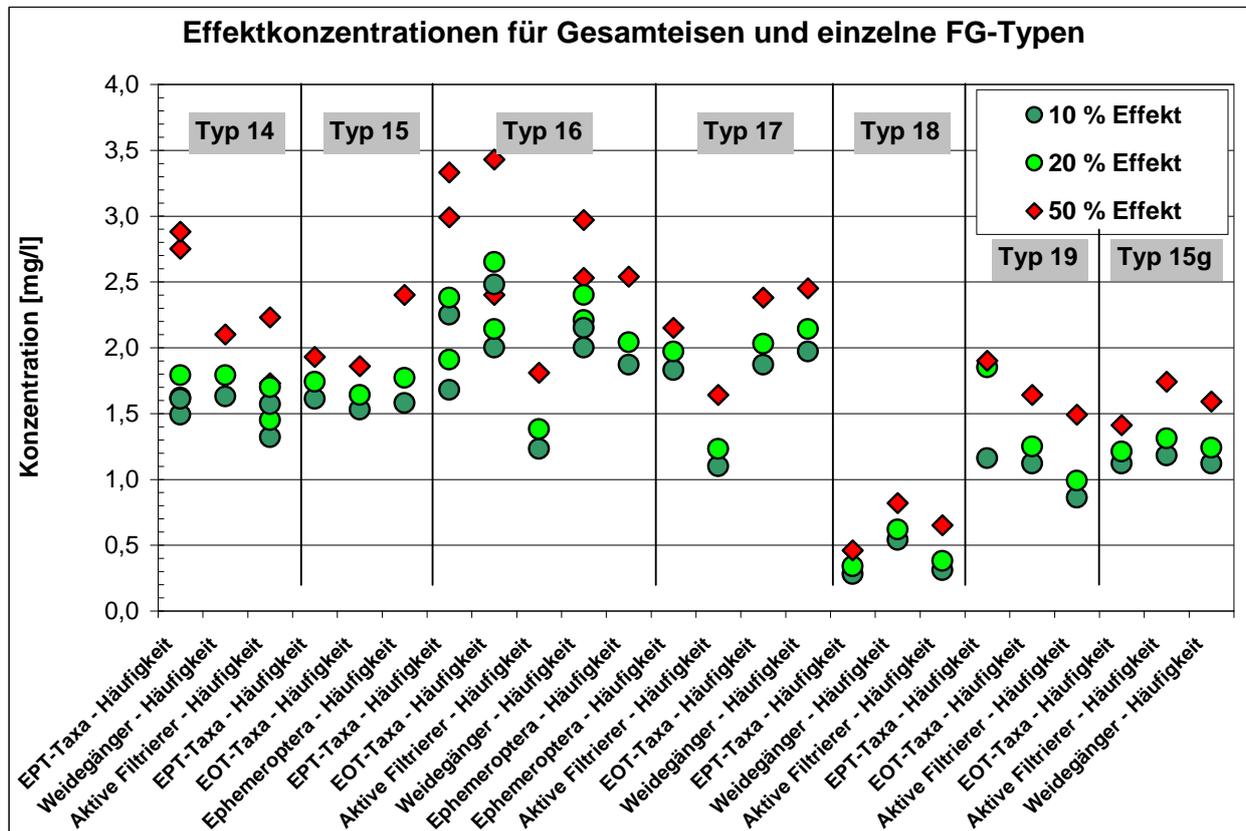


Abbildung 36: Darstellung der Effektkonzentrationen für einzelne Gewässertypen und Gesamteisen

Obwohl die Streubreite der abgeleiteten Effektkonzentrationen erheblich ist, lassen sich mit akzeptabler Zuverlässigkeit Eisenkonzentrationen angeben, die als Schwellenwerte für eine Beeinträchtigung der Biozönose anzusehen sind. Bei der Gesamtbetrachtung aller Fließgewässertypen (Tabelle 15, Abbildung 35) lässt sich ein Wert von **1,5°mg/l Gesamteisen** ableiten, ab dem die Mehrzahl der ausgewerteten Organismengruppen einen Rückgang der Abundanzen aufweisen (10 %-Effekt). Für die als besonders sensibel eingeschätzten Aktiven Filtrierer, aber auch für die Passiven Filtrierer scheint bereits ab 1,3 bis 1,4 mg/l Gesamteisen eine Abnahme der Häufigkeiten und/oder der Taxazahl spürbar zu sein.

Bei der Betrachtung der einzelnen Fließgewässertypen (Abbildung 36) zeigen die Effektkonzentrationen deutliche Unterschiede, die allerdings teilweise aufgrund geringer Datenmengen nicht abgesichert sind. Auf Basis der jeweils sensibelsten Artengruppe lassen sich folgende generalisierte Effektkonzentrationen (10 %) ableiten:

FG-Typ 14	Sandgeprägte Tieflandbäche:	1,4 mg/l	Aktive Filtrierer
FG-Typ 15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse:	1,5 mg/l	EOT-Taxa, wenig Daten!
FG-Typ 15g	große Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse:	1,2 mg/l	EOT-Taxa, Weidegänger
FG-Typ 16	Kiesgeprägte Tieflandbäche:	1,2 mg/l	Aktive Filtrierer
FG-Typ 17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse:	1,1 mg/l	Aktive Filtrierer
FG-Typ 18	Lösslehmgeprägte Tieflandbäche:	0,3 mg/l	EPT-Taxa, Aktive Filtrierer
FG-Typ 19	Niederungsgewässer in Stromtälern:	0,9 mg/l	Aktive Filtrierer

Die Bewertung der Daten für gelöstes Eisen und zweiwertiges Eisen erfolgte analog zum Gesamteisen. Für das gelöste Eisen ergeben sich folgende generalisierte Effektkonzentrationen (10 %):

FG-Typ 14	Sandgeprägte Tieflandbäche:	0,15 mg/l	EPT-Taxa
FG-Typ 15	Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse:	0,18 mg/l	Passive Filtrierer
FG-Typ 15g	große Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse:	0,17 mg/l	EPT-Taxa, wenige Daten!
FG-Typ 16	Kiesgeprägte Tieflandbäche:	0,11 mg/l	EPT-Taxa, wenige Daten!
FG-Typ 17	Kiesgeprägte Tieflandflüsse:	0,15 mg/l	Weidegänger, wenige Daten!
FG-Typ 18	Lösslehmgeprägte Tieflandbäche:	nicht auswertbar	zu wenige Daten!
FG-Typ 19	Niederungsgewässer in Stromtälern:	0,13 mg/l	Weidegänger, wenig Daten!

Bei Betrachtung der Daten aller Fließgewässertypen resultiert eine Effektkonzentration (10 %) von mindestens 0,23°mg/l, die damit höher liegt als bei den einzelnen Fließgewässertypen. Generell sind die Effektkonzentrationen für gelöstes Eisen um eine Zehnerpotenz niedriger als für Gesamteisen. Weil teilweise vergleichsweise wenige Daten vorlagen, sind diese Ergebnisse nur als Schätzwerte zu betrachten, was bei der Ableitung von Schwellen- oder Grenzwerten berücksichtigt werden muss.

Für den Parameter Fe<sup>2+</sup> ist eine separate Bewertung der einzelnen Fließgewässertypen bei maximal 18 Wertepaaren nicht sinnvoll. Für alle 42 Wertepaare könnte die abgeleitete Effektkonzentration bei 0,25 bis 0,30 liegen. Damit liegt die Effektkonzentration für zweiwertiges Eisen höher als jene für gelöstes Eisen, was nicht logisch ist und als Folge der geringeren Datenmenge bei Fe<sup>2+</sup> zu sehen ist.

## 8.2 Ermittlung sensibler Taxa („Indikatoren“) für die jeweiligen biologischen Komponenten nach EU-WRRL

In der Literatur findet sich eine Reihe von Angaben zur Ökotoxizität von Eisen auf Lebewesen im Wasser. Umfangreiche Zusammenstellungen von akuten und chronischen Toxizitätsdaten für aquatische Organismen finden sich beispielsweise in US EPA (1976); EA UK & SNIFFER (2007), MEPBC (2008).

Nicht zuletzt aufgrund der verschiedenen Versuchsansätze und Rahmenbedingungen sind die recht unterschiedlichen Werte in der Literatur verwirrend und schwer vergleichbar. Zudem lassen sich Versuchsergebnisse zur akuten Toxizität nur bedingt auf die reale Situation im Gewässer übertragen. Selbst bei den als chronisch deklarierten Versuchsergebnissen ist eine extreme Spannweite der Werte von wenigen hundertstel Milligramm bei Betrachtung physiologischer Prozesse (READER et al. 1989 bei Forellenbrut) bis hin zu über 400°mg/l bei Langzeiteffekten auf Wasserasseln festzustellen. Nach EA UK & SNIFFER (2007) sind Fische und Krebstiere am empfindlichsten, sowohl hinsichtlich der akuten als auch der chronischen Effekte von Eisen. Es gibt allerdings auch Überschneidungen zwischen den Vertretern der verschiedenen taxonomischen Gruppen. Die Spanne der Werte für die akute Toxizität erstreckt sich in etwa über zwei Größenordnungen (Faktor 100). Algen scheinen eine geringere Empfindlichkeit aufzuweisen, was mit der Tatsache übereinstimmt, dass Eisen ein essentieller Mikronährstoff für das Pflanzenwachstum ist.

Insgesamt liegen die Werte sowohl für dreiwertiges als auch für zweiwertiges Eisen jedoch nur selten unter 1°mg/l. Daher erscheint es sinnvoll, ökologisch orientierte Untersuchungen für die Bewertung von Empfindlichkeiten verschiedener Organismengruppen heranzuziehen. Nach Ergebnissen von RASMUSSEN & LINDE-

GAARD (1988) sind die ersten Makroinvertebraten, die durch steigende Eisenkonzentrationen (ab 0,20–0,25 mg/l Fe<sup>2+</sup>) verschwinden, die Weidegänger, welche sich von Phytobenthos und anderen Organismen in Biofilmen ernähren.

LINTON et al. (2007), die aus Felduntersuchungen (1996–2001) des Makrozoobenthos von Fließgewässern in West-Virginia Schwellenwerte für Gesamt-Eisen ableiteten, wählten für ihre Auswertung einen ähnlichen Weg, wie er für die Ermittlung der Effektkonzentrationen im vorliegenden Projekt beschritten wurde. Die nachfolgende Tabelle 16 zeigt beispielhaft die 20 %-Effekt-Konzentrationen für die betrachteten Artengruppen. Beachtlich ist die große Spannweite der Empfindlichkeiten, wobei auch innerhalb einer Klasse mit vergleichbarer Lebensweise (hier vor allem die Eintagsfliegen) mit 0,21 mg/l Eisen für die Leptophlebiidae erhebliche Unterschiede beobachtet wurden.

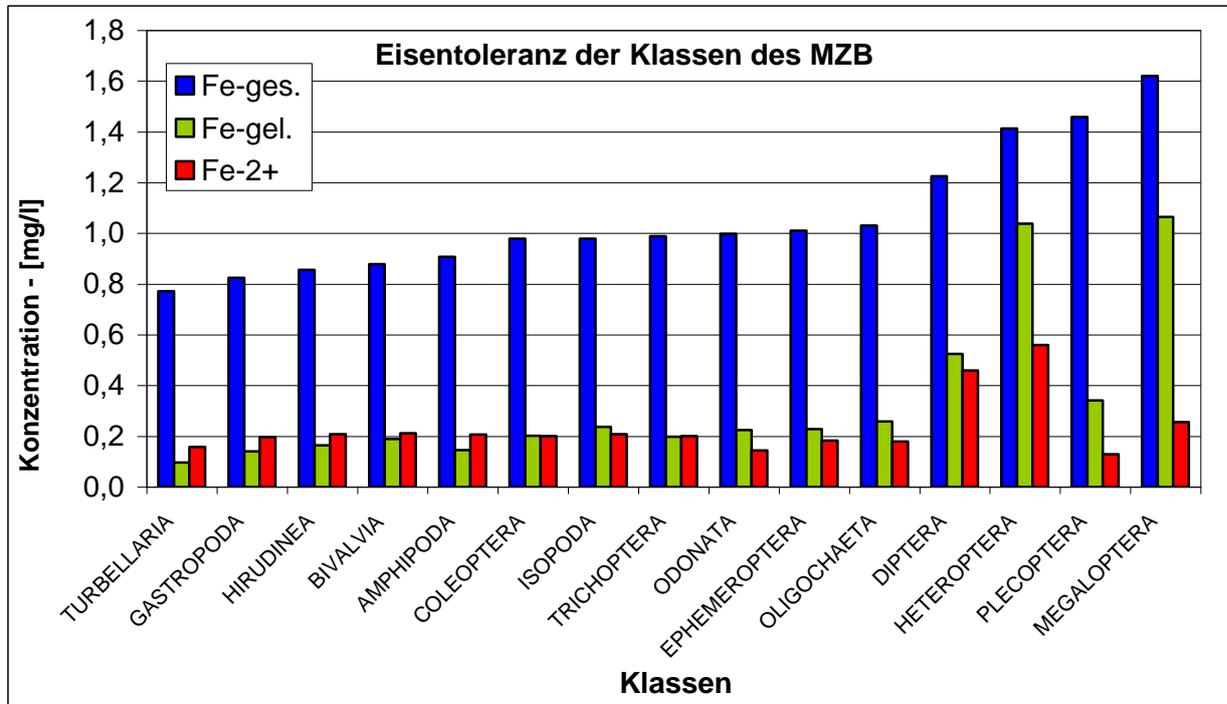
**Tabelle 16: 20 %-Effekt-Konzentration (Schwellenwert 1) bezüglich der Abundanz (90 %-Perzentil) ausgewählter Familien des Makrozoobenthos (LINTON et al. 2007)**

Taxon	EC20 in mg/l Fe gesamt
Leptophlebiidae (Eintagsfliegen)	0,21
Ephemerellidae (Eintagsfliegen)	0,43
Philopotamidae (Köcherfliegen)	0,44
Psephenidae (Käfer)	0,48
Heptageniidae (Eintagsfliegen)	0,66
Elmidae (Käfer)	1,13
Baetidae (Eintagsfliegen)	1,48
Tipulidae (Zweiflügler)	7,05

Auch bei den eigenen Auswertungen wurden die Weidegänger als sehr sensible Artengruppe erkannt. Allerdings erwies sich die Gruppe der Aktiven Filtrierer als noch sensibler. Andere Aussagen aus der Literatur konnten jedoch nicht bestätigt werden. So zeigten sich bei der Darstellung der Wertepaare aus den recherchierten Daten weder die Fische noch die Leptophlebiidae als sonderlich sensibel gegenüber Eisen (EA UK & SNIFFER 2007 bzw. LINTON et. al. 2007). Bei einem Vergleich der Wertepaare für die großen Organismengruppen (Fische, Makrophyten, Makrozoobenthos und Diatomeen) zeigte sich, dass einzig das Makrozoobenthos hinsichtlich Empfindlichkeit und Datenumfang für eine Bewertung in Frage kam. Bei einer Abschätzung der zu erwartenden Effektkonzentrationen lagen Fische und Makrophyten mit 1,5 bis 2 mg/l Gesamteisen in einem sehr hohen Bereich, wobei selektierte Arten häufig aufgrund zu geringer Datenmenge keine typische Konzentrations-Wirkungs-Beziehung aufwiesen. Die Diatomeen zeigten weder bei der Artenzahl noch bei Auswertung des Shannon-Index eine eindeutige Reaktion auf steigende Eisenkonzentrationen.

Für das Makrozoobenthos lag der mit Abstand größte Datenpool vor. Zudem eignet sich diese Artengruppe durch die Begleitinformationen aus der Operationellen Taxaliste gut für eine weitergehende Differenzierung. Dabei sollten die für eine Auswertung herangezogenen Artengruppen neben der möglichst hohen Empfindlichkeit auch eine vergleichsweise große Verbreitung, hohe Taxazahlen und möglichst homogene Lebensansprüche aufweisen, um sicher und eindeutig auswertbar zu sein. Neben den Parametern der Operationellen Taxaliste wie vor allem Ernährungs- oder Lebensraumtypen wurde geprüft, ob sich ausgewählte Klassen (taxonomisch) zur Auswertung eignen. Hierzu wurde die Toleranz gegen Eisen durch gewichtete Mittelwertbildung der am Fundort herrschenden Eisenkonzentrationen ermittelt. Die Wichtung erfolgte über die in der je-

weiligen Probe gefundenen Taxazahlen der einzelnen Klassen. Als grundsätzlich für eine Auswertung ungeeignet wurden anschließend alle Klassen ausgeblendet, die eine Fundzahl von weniger als 100 und eine Taxazahl von 1 aufwiesen. Damit wurden unter diesen Gesichtspunkten die Klassen der Turbellaria, Isopoda, Megaloptera, Porifera, Bryozoa, Neuroptera, Decapoda, Lepidoptera und Hydrozoa nicht berücksichtigt. Zumeist handelt es sich dabei um Klassen mit wenigen und zum Teil seltenen Vertretern, deren Indikationswert aufgrund der vergleichsweise wenigen Funde unsicher ist. Die verbleibenden Klassen sind zur besseren Anschaulichkeit mit aufsteigender Gesamteisenkonzentration noch einmal in Abbildung 37 dargestellt.



**Abbildung 37: Eisentoleranz ausgewählter Klassen des Makrozoobenthos (MZB) - gewichtete Mittelwerte der Eisenkonzentration am Fundort - aufsteigend nach Gesamteisen sortiert**

Abbildung 37 zeigt eine Gruppe von Klassen, beginnend mit den Coleoptera bis zu den Oligochaeta, die bei ähnlichen Eisenkonzentrationen vorkommen. Abweichend findet sich eine Gruppe scheinbar empfindlicherer Arten bei niedrigeren Eisenkonzentrationen, mit den Klassen Turbellaria bis Amphipoda. Auffällig ist die scheinbar hohe Eisentoleranz der Plecopteren. Ein Vergleich mit analog gewonnenen klassenspezifischen pH-Werten zeigt eindrucksvoll, dass Plecoptera mit Abstand, gefolgt von den Megaloptera, eine Präferenz zu niedrigen pH-Werten aufweisen. Auf der anderen Seite reagieren Arten mit kalkhaltigen Panzern oder Gehäusen verständlicherweise sensibel auf niedrige pH-Werte. Das zeigt sich vor allem bei den Klassen der Amphipoda, Gastropoda und Bivalvia. Auch Turbellarien bevorzugen offensichtlich höhere pH-Werte, auch wenn dort kein direkter Zusammenhang mit Lebensfunktionen erkennbar ist. Eine separate Bewertung dieser Klasse kann jedoch aufgrund der geringen Taxazahl zu keinen eindeutigen und belastbaren Ergebnissen führen. Die Coleopteren weisen als Imago teilweise keine strenge Bindung an ein Habitat auf, sodass ihr Vorkommen nicht immer einen eindeutigen Bezug zur Wasserbeschaffenheit zulässt. Als Grundlage der Auswertung auf taxonomischer Ebene werden daher die zweifelsfrei anspruchsvollen Klassen der Trichoptera, Odonata und der Ephemeroptera verwendet. Ergänzt wird diese Auswertung durch die Berücksichtigung der Weidegänger, und der Aktiven Filtrierer, zwei Artengruppen (Ernährungstypen), die sich als besonders sensibel gegenüber Eisen herausgestellt haben. Bei der praktischen Auswertung stellte sich heraus, dass die verschiedenen Artengruppen bei Betrachtung der einzelnen Fließgewässertypen und auch der verschiedenen Eisenspezies

nicht einheitlich reagierten. Für die Ermittlung der Effektkonzentrationen wurden jeweils die Artengruppen gewählt, die bei hoher Empfindlichkeit eine möglichst zuverlässige Auswertung erlaubten.

## 8.3 Ableitung von Grundlagen für Schwellen- oder Grenzwerte

Die Ableitung von verbindlichen Schwellen- oder Grenzwerten ist ein administrativer Prozess, der sich in der Regel auf wissenschaftliche Erkenntnisse stützt, der jedoch auch gesellschaftliche Rahmenbedingungen berücksichtigen muss. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie können als Grundlage für eine Diskussion über verbindliche Schwellen- oder Grenzwerte dienen. Die Nutzung der Untersuchungsergebnisse erfordert eine kritische Prüfung auf Plausibilität und eine Berücksichtigung möglicher Verfälschungen der Ergebnisse durch Inhomogenitäten. Dabei können sowohl die chemischen (z. B. temporäre Extremwerte) als auch die biologischen Parameter (z. B. Organismendrift, subjektiver Faktor bei der Bestimmung) Ursache für eine vom Normalen abweichende Lage der Wertepaare am Rande der Punktwolke sein. Aufgrund der Inhomogenität der biologischen Untersuchungsergebnisse insbesondere durch methodische Differenzen zwischen den Bearbeitern/Bundesländern führt eine größere Datenmenge nicht unbedingt zu einer schärferen Aussage.

### Generalisierte Effektkonzentration für Gesamteisen: 1,0 mg/l

Die Ergebnisse der Datenauswertung bezüglich Gesamteisen lassen die Schlussfolgerung zu, dass unter Berücksichtigung der Gesamtheit aller Fließgewässertypen und damit aller Daten ein Schwellenwert von 1,5°mg/l Gesamteisen im Sinne des NOEC, mit maximal 10%iger Beeinträchtigung gerechtfertigt ist. Bei der Betrachtung einzelner Fließgewässertypen ergeben sich teilweise niedrigere Werte. Die ausgesprochen niedrige Effektkonzentration beim FG-Typ 18 (Lösslehmgeprägte Tieflandbäche) von 0,3 mg/l Gesamteisen kann nicht für eine Schwellenwertermittlung genutzt werden, weil die geringe Datenmenge von lediglich 31 Wertepaaren zu einer großen Unsicherheit führt. Ob hier tatsächlich ein kausaler Zusammenhang zwischen Gewässertyp/Gewässerstruktur und Sensibilität der Biozönose besteht, müssen weitere Untersuchungen klären. Die Effektkonzentrationen von 0,9 mg/l FG-Typ 19 sowie den Werten um 1,1 bzw. 1,2 mg/l für die FG-Typen 16 und 17 sind durch größere Datenmengen (> 100 pro Typ) unterlegt und erlauben die Schlussfolgerung, dass in kiesgeprägten Gewässern insbesondere die Aktiven Filtrierer bereits bei Konzentrationen von knapp über 1°mg/l Gesamteisen beeinträchtigt werden. Dieser Schwellenwert bestätigt damit den mit 1°mg/l Gesamteisen niedrigsten Schwellen- bzw. Grenzwert, der in den USA mehrfach für Flachlandgewässer (Ökologie) festgelegt wurde (US-EPA 1986; MEPBC 2008; IA-DNR 2005). Ein niedrigerer Wert wurde in Österreich für Berglandgewässer empfohlen, was darauf hindeutet, dass Biozönosen in Gewässern mit gröberer Sohlstruktur empfindlicher auf Eisen reagieren und den eigenen Beobachtungen bezüglich der kiesgeprägten Gewässer entspricht.

### Generalisierte Effektkonzentration für gelöstes Eisen: 0,15 mg/l

Die Ergebnisse der Datenauswertung bezüglich gelöstem Eisen lassen die Schlussfolgerung zu, dass unter Berücksichtigung der Gesamtheit aller Fließgewässertypen und damit aller Daten ein Schwellenwert von 0,25°mg/l gelöstem Eisen im Sinne des NOEC, mit maximal 10%iger Beeinträchtigung gerechtfertigt ist. Bei der Betrachtung einzelner Fließgewässertypen ergeben sich auch hier teilweise niedrigere Werte. Allerdings ist die Datenmenge deutlich geringer als bei den Werten für Gesamteisen, was eine größere Unsicherheit nahe legt. Für die FG-Typen 14 und 15 lässt sich mit vergleichsweise großer Zuverlässigkeit (131 bzw. 78 Einzelwerte) eine Schwellenkonzentration von 0,15 mg/l gelöstem Eisen ableiten. Die Daten für gelöstes Eisen waren trotz der im Vergleich zum Gesamteisen geringeren Datenmenge relativ gut auszuwerten.

Als sensibelste Artengruppe bezüglich gelösten Eisens erwiesen sich die EPT-Taxa. Die Aktiven Filtrierer, die beim Gesamteisen die niedrigsten Effektkonzentrationen auswiesen, scheinen gegen gelöstes Eisen nicht übermäßig empfindlich zu sein, was aufgrund der Ernährungsweise nachvollziehbar ist.

Die wenigen relevanten Schwellen- oder Grenzwerte aus der Literatur weisen erhebliche Unterschiede auf (vgl. Kap. 5). Sie reichen von 0,016 mg/l (EA UK & SNIFFER 2007) bis zu 1 mg/l (UK-TAG 2008). Die Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung hat 1995 für kalkarme Gewässer (Gesamthärte < 10 mg/l CaCO<sub>3</sub>) sogar 0,001 mg/l gelöstes Eisen als Qualitätsziel formuliert (BLfW 1995).

Die AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“ (2009) legte differenzierte Immissionsziele für Lausitzer Gewässer fest, die von 0,1 mg/l für die Neiße bis zu 1 mg/l in der Schwarzen Elster reichen. Aufgrund der relativ eindeutigen Datenauswertung im vorliegenden Bericht wird ein genereller Schwellenwert von 0,15 mg/l Eisen für realistisch angesehen. Eine geringfügige Anhebung dieses Wertes auf 0,20 oder 0,25 mg/l wäre für einzelne Gewässertypen möglicherweise vertretbar, doch müsste dies anhand größerer Datenmengen oder zielgerichteter Untersuchungen überprüft werden.

### Zweiwertiges Eisen: generalisierte Effektkonzentration analog zum gelösten Eisen

Für den Parameter Fe<sup>2+</sup> ist eine separate Bewertung der einzelnen Fließgewässertypen bei maximal 18 Wertepaaren pro Gewässertyp nicht sinnvoll. Für alle vorliegenden 42 Wertepaare könnte ein Schwellenwert von 0,25 mg/l Fe<sup>2+</sup> abgeleitet werden. Damit läge dieser Schwellenwert höher als jener für das gelöste Eisen, was nicht logisch ist, weil zweiwertiges Eisen immer einen mehr oder weniger großen Anteil des gelösten Eisens bildet. Eine deutlich höhere Empfindlichkeit der Organismen gegenüber dem zweiwertigen Eisen ist jedoch definitiv aus den Daten nicht zu entnehmen. Ein spezieller Schwellenwert kann für zweiwertiges Eisen somit nicht abgeleitet werden.

Die ermittelten Effektkonzentrationen beziehen sich auf relativ allgemeine Charakteristika einer Biozönose. Es ist wahrscheinlich, dass Arten existieren, die bereits bei deutlich niedrigeren Konzentrationen ihre Lebensgrundlage verlieren. Damit kann es aus Gründen des Artenschutzes in bestimmten Fällen gerechtfertigt sein, niedrigere Grenzwerte vorzugeben. Bei allgemein ökologischer Betrachtung muss man jedoch akzeptieren, dass jede Änderung der Milieubedingungen eine entsprechende Anpassung des Ökosystems mit Änderung der Besiedlung zur Folge hat, ohne dass diese Reaktion in jedem Falle als Schädigung zu interpretieren ist. Das rechtfertigt in gewissem Maße eine Milderung der Anforderungen bei der Festlegung von Richt- oder Grenzwerten. Insbesondere die Reaktionen der Artengruppen, die sich bei der Datenauswertung als besonders sensibel erwiesen haben, können in diesem Sinne verstanden werden. Eine weitere Verschärfung der Richt- oder Grenzwerte im Sinne eines Sicherheitsfaktors, wie er bei klassischen ökotoxikologischen Untersuchungen üblich und notwendig ist, kann in diesem Falle unterbleiben.

# Literatur

- ABDULLAH, S., JAVED M. & RAM A. (2003): Bio-accumulation of iron in *Catla catla* from river Ravi; Indus J. Plant Sci., 2: 54–8
- ABDULLAH S., JAVED M. & JAVID A. (2007): Studies on Acute Toxicity of Metals to the Fish (*Labeo rohita*); International Journal of Agriculture & Biology Vol. 9, No. 2, 2007
- AbwV (2009): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung AbwV), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU; "Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 20 des Gesetzes vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) geändert worden ist"
- AG „Flussgebietsbewirtschaftung Spree-Schwarze Elster“ (2009): Grundsätze für die länderübergreifende Bewirtschaftung der Flussgebiete Spree, Schwarze Elster und Lausitzer Neiße“ (Stand: 24.04.2009)
- AGA (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA), Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren, Runderlass des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW vom 14.5.91, Ministerialblatt für das Land Nordrhein-Westfalen Nr. 42 vom 3.Juli 1991
- ALAM, M. K. & MAUGHAN, O. E. (1995): Acute toxicity of heavy metals to common carp (*Cyprinus carpio*). J. Environ. Sci. Health A30: 1807-1816
- ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. (2011): The freshwater planarian *Polycelis felina* as a sensitive species to assess the long-term toxicity of ammonia; Chemosphere 84 (2011) 533–537
- ALONSO, A. & CAMARGO, J. A. (2009): Long-Term Effects of Ammonia on the Behavioral Activity of the Aquatic Snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca); Arch Environ Contam Toxicol (2009) 56:796–802
- AMELUNG, M. (1982): Auswirkungen gelöster Eisenverbindungen auf die Ei- und Larvalentwicklung von *Salmo gairdneri* (Richardson). Arch. Fischerei Wiss., 32, 77–87
- American Electric Power Service Corporation AEPSC (1983): Reappraisal of the appropriateness of the iron water quality criterion in West Virginia. Technical Report. Appalachian Power Company. Roanoke VA
- ANDERSSON, P. & NYBERG, P. (1984): Experiments with brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm 61: 34–47
- ARNOLD, I. & UHLMANN, W. (2002): Eisenausfällungen im Lausitzer Braunkohlerevier. Teil 1: Wasserhebung und -ableitung im Tagebau Nochten, Hydrochemie der Sumpfungswässer. Surface Mining. Braunkohle & Other Minerals 54 (3) 2002: 232-241.
- ARMCANZ & ANZECC (2000): National Water Quality Management Strategy The Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality, October 2000
- BAGGE, P. & ILUS, E. (1975): Ferrosulfaatin ja sitä sisältävien jätevesien akuutista myrkyllisyydestä murtovedessä [The acute toxicity of ferrosulphate and ferrosulphate waste waters in brackish water]. Meri 3: 46–64. [In Finnish with English summary]
- BASIOUNY F. M., GARRARD L. A. & HALLER, W. T. (1977): Absorption of iron and growth of *Hydrilla verticillata* (L.F.) Royle. Aquatic Botany, 3, 349-356
- BATTY, L. C. & YOUNGER, P. L. (2003): Effects of external iron concentration upon seedling growth and uptake of Fe and phosphate by the common reed, *Phragmites australis* (Cav) Trin ex. Steudel. Annals of Botany 92: 801-806
- BECKER, A. J. & KELLER, E. C. (1973): The effects of iron and sulfate compounds on the growth of *Chlorella*. Proceedings of the West Virginia Academy of Sciences, 45, 127–135

- BESCH, W. K., SCHREIBER, I. & HERBST, D. (1977): Der *Hydropsyche*-Toxizitätstest, erprobt an Fenthcarb – Schweiz. Z. Hydrol. 39, 69-85
- BESSER, J. M. & LEIB, K. J. (2003): Toxicity of Metals in Water and Sediment to Aquatic Biota; Chapter E19 of Integrated Investigations of Environmental Effects of Historical Mining in the Animas River Watershed, San Juan County, Colorado Edited by Stanley E. Church, Paul von Guerard, and Susan E. Finger; Professional Paper 1651, U.S. Department of the Interior U.S. Geological Survey
- BIESINGER, K. E. & CHRISTENSEN, G. M. (1972): Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. J. Fish. Res. Bd. Canada 29: 1691:1700
- BILLARD, R. & ROUBAUD, P. (1985): The effect of metals and cyanide on fertilization in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Water. Res. 19: 209-214
- BLFW - Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung (Hrsg.) (1995): Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes aus der Sicht der aquatischen Ökologie, Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie Band 48, Oldenbourg Verlag
- BMLF (1995): Entwurf zur Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft betreffend die allgemeine Beschränkung von Immissionen in Fließgewässern (Allgemeine Immissionsverordnung Fließgewässer – AlmVF), Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft der Republik Österreich (Stand 18.08.1995)
- BOHL, M. (1982): Zucht und Produktion von Süßwasserfischen, DLG-Verlag, München
- BREITIG, G. & VON TÜMPLING, W. (1982): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Band II: Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden, VEB Gustav Fischer Verlag Jena.
- BRENNER, F. J., CORBETT, S. & SCHERTZER, R. (1976): Effect of ferric hydroxide suspension on blood chemistry in the common shiner, *Notropus cornutus*. Trans. Am. Fish. Soc. 3: 450-455
- CALLEJA, M. C., PERSOONE, G. & GELADI, P. (1994): Comparative acute toxicity of the first 50 multicentre evaluation of in vitro cytotoxicity chemicals to aquatic nonvertebrates. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 26, 69–78
- CARVALHO, R. A., BENFIELD, M. C. & SANTOSCHI, P. H. (1999): Comparative bioaccumulation studies of colloiddally complexed and free-ionic heavy metals in juvenile brown shrimp *Penaeus aztecus* (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). Limnology and Oceanography, 44, No. 2, 403–414
- CHATFIELD, C. & COLLINS, A. J. (1980): Introduction to multivariate analysis. Chapman and Hall, London.
- CLARKE, K.R. & AINSWORTH, M. (1993): A method of linking multivariate community structure to environmental variables. Mar. Ecol. Prog. Ser. 92: 205-219.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. (2001): Change in marine communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. PRIMER-E. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Colorado Mining Association CMA (2010): Ambient Water Quality Standards for Iron – Review and Update; prepared by R<sup>2</sup> Incorporated, Centennial, März 2010
- CORING, E. (1999): Säuregrad. Indikation mit Hilfe von Diatomeen. pp. 298–305. In: VON TÜMPLIN W. & FRIEDRICH G. (ed.) Biologische Gewässeruntersuchung. Methoden der biologischen Gewässeruntersuchung 2.
- CORNELL, R. M. & SCHWERTMANN, U. (2003): The Iron Oxides - Structure, Properties, Reactions, Occurrences and Uses. - 2., compl. rev. and ext. ed.; WILEY-VCH, Weinheim, 2003.
- DALZELL, D. J. B. & MACFARLANE, N. A. A. (1999): The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulfate. J. Fish Biology 55:301315.
- D'AMICO, F., DARBLADE, S., AVIGNON, S., BLANC-MANEL, S. & ORMEROD, S.J. (2004): Odonates as indicators of shallow lake restoration by liming: comparing adult and larval responses. Restoration Ecology, 12, 439–446.
- DALZELL, D. J. B. & MACFARLANE, N. A. A. (1999): The toxicity of iron to brown trout and effects on the gills: a comparison of two grades of iron sulfate. J. Fish Biology 55:301315.

- DAVE, G. (1984): Effects of waterborne iron on growth, reproduction, survival and haemoglobin in *Daphnia magna*. Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 78, No. 2, 433–438
- DAVE, G. (1985): The influence of pH on the toxicity of aluminium, cadmium, and iron to eggs and larvae of the zebrafish, *Brachydanio rerio*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 10, 253–267
- DE BISTHOVEN, J. & GERHARDT, A. (2002): Use of *Adenophlebia auriculata* Eaton 1881 and *Leptophlebia marginata* (L. 1767) nymphs (Leptophlebiidae, Ephemeroptera) in aquatic ecotoxicology; Zool. baetica, 13/14: 57-69, 2002-2003
- DECKER, C. & MENENDEZ, R. (1974): Acute toxicity of iron and aluminium to brook trout. Proceedings of the West Virginia Academy of Science, 46, 159–167
- DEMIREZEN, D. & AKSOY, A. (2006): Common hydrophytes as bioindicators of iron and manganese pollutions; ELSEVIER Ecological Indicators 6 (2006) 388–393
- DENICOLA, D. M. & STAPLETON, M. G. (2002): Impact of acid mine drainage on benthic communities in streams: the relative roles of substratum vs. aqueous effects; Environmental Pollution 119 (2002) 303–315
- DILLS, G. & ROGERS, Jr. D. T. (1974): Macroinvertebrate community structure as an indicator of acid mine pollution. Environmental Pollution 6, 239–262
- DÖREN, L. (2010): Entwicklung von in vivo-Biotests mit submersen und emersen Makrophyten; Dissertation Universität Freiburg
- DU PREEZ, H., VAN RENDESBURG, E., & VAN VUREN, J. (1993): Preliminary laboratory investigation of the bioconcentration of zinc and iron in selected tissues of the banded tilapia, *Tilapia sparrmanii* (Cichlidae). Bulletin Environmental Toxicology 50: 674-681
- DVWK (1996): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern, Teil II Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 228/1996, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (Hrsg.)
- DZOMBAK, D. A. & MOREL, M. M. (1990): Surface Complexation Modeling. Hydrous Ferric Oxide. - WILEY & Sons, New York, 1990.
- EAUK & SNIFFER (2007): Proposed EQS for Water Framework Directive Annex VIII substances: iron (total dissolved); Environment Agency UK & Scotland & Northern Ireland, Forum for Environmental Research, 2007
- EL SHENAWY, N. S. (2004): Heavy metal and microbial depuration of the clam *Ruditapes decussates* and its effect on bivalve behaviour and physiology. Environmental Toxicology, 19, 143–153
- FUGRO-HGN (2011): Untersuchung zur Wirksamkeit von belastungsspezifisch abgeleiteten Maßnahmen auf den Zustand von Gewässern am Beispiel des Fließgewässer-Wasserkörpers Kleine Spree – erweiterte Grundlagenermittlung und Alternativenuntersuchung, FUGRO-HGN GmbH im Auftrag des Freistaates Sachsen, Landesamt für Umwelt Landwirtschaft und Geologie, Abschlussbericht, 2011
- GEERTZ-HANSEN, P. & RASMUSSEN, G. (1994): Influence of ochre and acidification on the survival and hatching of brown trout eggs (*Salmo trutta*). In: Müller R. & Lloyd R. (eds), Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish. FAO, Fishing news books, University Press, Cambridge, pp. 196–210
- GENTER, R. B. (1996): Ecotoxicology of inorganic chemical stress to algae. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (Eds.), Algal Ecology, Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, New York, pp. 404–468
- GERHARDT, A. (1992): Effects of sub-acute doses of iron (Fe) on *Leptophlebia marginata* (Insecta: Ephemeroptera). Freshwater Biol. 27: 79-84
- GERHARDT, A. (1993): Review of impact of heavy metals on stream invertebrates with special emphasis on acid conditions. Water, Air and Soil Pollution 66, 289–314
- GERHARDT, A. (1994): Short term toxicity of iron (Fe) and lead (Pb) to the mayfly *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta) in relation to freshwater acidification; Hydrobiologia 284: 157-168
- GONZALEZ, R. J., GRIPPO, R. S. & DUNSON, W. A. (1990): The disruption of sodium balance in brook charr, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), by manganese and iron. Journal of Fish Biology 37: 765-774

- GOSARVI, K., SAMMUT, J., GIFFORD, S. & JANKOWSKI, J. (2004): Macroalgal biomonitors of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds. *Science of the Total Environment*, 324, No. 1–3, 25–39
- GREENFIELD, J. P. & IRELAND, M. P. (1978): A survey of the macrofauna of a coal-waste polluted Lancashire fluvial system. *Environ Pollut* 16:105-122
- GROBLER-VAN HEERDEN, E., VAN VUREN, J. H. H. & DU PREEZ, H. H. (1991): Bioconcentration of atrazene, zinc and iron in the blood of *Tilapia sparrmanii* (Cichlidae). *Comp. Biochem. Physiol.* 100C: 629-633
- GrwV (2010): Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung GrwV); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU "Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513)"
- HAIDEKKER, A. (2004): The effect of water temperature regime on benthic macroinvertebrates; Dissertation Universität Duisburg-Essen
- HELLAWELL, J. M. (1986): Biological Indicators of freshwater pollution and environmental management. – Pollution Monitoring Series. XIII, Elsevier Applied Sciences Publishers, London and New York, 546 S.
- HIRAOKA, Y., ISHIZAWA, S., KAMADA, T. & OKUDA, H. (1985): Acute toxicity of 14 different kinds of metals affecting Medaka fry. *Hiroshima Journal of Medical Sciences*, 34, 327–330
- HOWELER, R. H. (1973): Iron induced orangng disease of rice in relation to physicochemical changes in a flooded soil. *Soil Science Society of America Proceedings* 37:898-903
- IA-DNR (2005): Iron Criteria and Implementation for Iowa Surface Waters, Iowa Department of Natural Resources, 28.11.2005
- IDUS (2010): Untersuchungen zum Einfluss der Abwassertemperatur des Kraftwerks Boxberg auf den Schwarzen Schöps und die Spree im Rahmen der FFH-Erheblichkeitsabschätzung Schwarzer Schöps unterhalb Kraftwerk Boxberg, IDUS GmbH im Auftrag der Vattenfall Europe Generation AG, Endbericht, 2010
- IDUS (2012): Qualitative und quantitative Beeinflussungen von Fließgewässerorganismen durch Eisen, IDUS GmbH im Auftrag des LfULG, Endbericht 2012, [http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/B13\\_LfULG-Eisen\\_IDUS.pdf](http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/B13_LfULG-Eisen_IDUS.pdf)
- ILU (2012): Tagebau Witznitz/Bockwitz - Ermittlung von Auswirkungen auf das Ökosystem Pleiße - Biomonitoring, Untersuchung, Institut für Limnologische Untersuchungen (ILU) im Auftrag der Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV), 20.01.2012
- IWB (2010b) UHLMANN, W.; SEILER, D., ZIMMERMANN, K., THEISS, S., ENGELMANN, C. & LOMMATZSCH, P.: Studie zu den Auswirkungen des Grundwasseranstiegs auf die Beschaffenheit der Oberflächengewässer in den Sanierungsgebieten B1 (Seese/Schlabendorf) und B2 (Greifenhain/Gräbendorf). Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 23.12.2010.
- IWB (2002a) UHLMANN, W., BÜTTCHER H. & HÖHNDORF, B.: Hydrochemische Klassifizierung von AEW/EHS aus Grubenwasserreinigungsanlagen und deren Einsatzmöglichkeiten im und außerhalb des Braunkohlebergbaus. Teil 1: Stoffliche Eigenschaften. Unveröff. Studie im Auftrag der LAUBAG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 13.09.2002.
- IWB (2002b) UHLMANN, W.: Hydrochemische Klassifizierung von AEW/EHS aus Grubenwasserreinigungsanlagen und deren Einsatzmöglichkeiten im und außerhalb des Braunkohlebergbaus. Teil 2: Nutzungsmöglichkeiten., Unveröff. Studie im Auftrag der LAUBAG. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 10.10.2002.
- IWB (2003) UHLMANN, W. & JANKOWSKI, W.: Konzept zur naturräumlichen Behandlung eisenreicher und saurer Grubenwässer im Bereich der Inselbetriebe Seese/Schlabendorf. 4. Teilbericht: Versauerung bei Grundwasseranstieg. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.10.2003.
- IWB (2009) UHLMANN, W., WILHELM, S. & ENGELMANN, C.: Machbarkeitsstudie zur chemischen Fällung von Phosphor im Freiwasser der Talsperre Bautzen. Teilprojekt: Untersuchung der Eignung von Eisenhydroxidschlamm aus der Grubenwasserreinigung für den Phosphorrückhalt im Sediment. Abschluss-

- bericht. Unveröff. Gutachten im Auftrag der VATTENFALL Europe Mining AG, Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 18.02.2009
- IWB (2010a) UHLMANN, W.; THEISS, S. & FRANKE, C.: Untersuchung der hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree und in die Spree. Teil 1: Erkundung. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 31.05.2010
- IWB (2011) UHLMANN, W.; ZIMMERMANN, K. & THEISS, S.: Weiterentwicklung des Gütesteuermodells Spree und fachliche Begleitung der angewandten Modellnutzung. Abschlussbericht Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.06.2011.
- IWB (2012) UHLMANN, W., THEISS, S., NESTLER, W., ZIMMERMANN, K. & CLAUS, T.: Weiterführende Untersuchung zu den hydrochemischen und ökologischen Auswirkungen der Exfiltration von eisenhaltigem, saurem Grundwasser in die Kleine Spree (nördlich Speicher Burghammer) und in die Spree (Ruhlmühle). Projektphase 2: Präzisierung der Ursachen und Quellstärken für die hohe Eisenbelastung des Grundwassers. Teil 1: Erkundung. Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann, Dresden, 30.09.2012.
- JENS, G. (1980): Die Bewertung der Fischgewässer. Maßstäbe und Anleitungen zur Wertbestimmung bei Nutzung, Kauf, Pacht und Schadensfällen. 2. Auflage, Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin
- JÖDICKE, K., NEUMANN, M., SCHWAHN, J., GÖRLICH, T. & HOLM, U. (2010): Biologische Erfolgskontrollen durchgeführter Maßnahmen in Fließgewässern im Rahmen der Umsetzung der WRRL; Abschlussbericht LAWA Projekt-Nr. O 11.08, Brügge März 2010
- KELLER, A. (1975): Die Drift und ihre ökologische Bedeutung – Experimentelle Untersuchungen an *Ecdyonurus venosus* (Fabr.) in einem Fließwassermodell; Sonderabdruck aus: Schweiz. Z. Hydrol. 37, 295-331
- KHANGAROT, B. S. & RAY, P. K. (1989): Investigation of correlation between physicochemical properties of metals and their toxicity to the water flea *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18, No. 2, 109–120
- KHANGAROT, B. S. (1991): Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm, *Tubifex tubifex* (Muller). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 906–912
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz, Gustav Fischer Verlag Jena 1992
- KORYAK, M., SHAPIRO, M. A., SYKORA, J. L. (1972): Riffle zoobenthos in streams receiving acid mine drainage. *Wat Res* 6:1239-1247
- KRAUSE, W. (1997): Charales (Charophyceae); Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 18, G. Fischer Verlag Jena
- KRUSKAL, J. B. (1964): Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29: 1-27.
- LAPPIVAARA, J., KIVINIEMI, A. & OIKARI, A. (1999): Bioaccumulation and subchronic physiological effects of waterborne iron overload on whitefish exposed in humic and nonhumic water. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 196–204
- LARSON, K. & OLSEN, S. (1950): Ochre suffocation of fish in the river Tim. *Rep. Danish Biol. Sta.* 6: 3–27
- LAWA (1999): Einsatzmöglichkeiten des Biomonitorings zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern; bearbeitet vom LAWA-Arbeitskreis „Biomonitoring“, Stand: Januar 1999
- LEHTINEN, K. & KINGSTEDT, G. (1983): X-ray microanalysis in the scanning electron microscope on fish gills affected by acidic, heavy metal containing industrial effluents. *Aquat Toxicol* 3:93-102
- LETTERMAN, R. D. & MITSCH, W. J. (1978): Impact of mine drainage on a mountain stream in Pennsylvania. *Environ Pollut* 17:53-73
- LIEBMANN, H. (1960): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie II, München: R. Oldenbourg 1958–1960, 1049 pp.
- LILIUS, H., HASTBACKA, T. & ISOMA, B. (1995): A comparison of the toxicity of 30 reference chemicals to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 2085–2088

- LINTON, T. K., PACHECO, M. A. W., MCINTYRE, D. O., CLEMENT, W. H. & GOODRICH-MAHONEY, J. (2007): Development of Bioassessment-Based Benchmarks for Iron, Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 26, No. 6, pp. 1291–1298, 2007
- LMBV (2012): Daten zum Gewässergütemonitoring der Sanierungsbereiche Ostsachsen, Brandenburg und Mitteldeutschland, Datenübergabe durch E-Mail bzw. Daten-CD
- LOEFFELMAN, P. H., VAN HASSEL, J. H., ARNOLD, T. E. & HENDRICKS, J. C. (1985): A new approach for regulating iron in water quality standards; In BAHNER R. C. ed.; Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Eighth Symposium. STP 891-EB. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp 137–152
- LOPEZ, J. & CARBALLEIRA, A. (1993): Interspecific differences in metal bioaccumulation and plant-water concentration ratios in five aquatic bryophytes. Hydrobiologia, 263, 95–107
- MADSEN, B. L. (2004): Ocker – ein Gewässerproblem, gegen das wir einiges tun können; Hrsg. Edmund Siemers-Stiftung Schlankkreye 67, 20144 Hamburg;
- MALTBY, L., SNART, J. O. H. & CALOW, P. (1987): Acute toxicity tests on the freshwater isopod, *Asellus aquaticus*, using FeSO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O, with special reference to techniques and the possibility of intraspecific variation. Environ. Pollut. 43: 271-281
- MALTBY, L. & CRANE, M. (1994): Responses of *Gammarus pulex* (Amphipoda, Crustacea) to metalliferous effluents: identification of toxic components and the importance of interpopulation
- MANCE, G. & CAMPBELL, J. A. (1988): Proposed Environmental Quality Standards for List II substances in water: iron. Technical Report TR258. Medmenham, Buckinghamshire: WRc
- MARTIN, T. R. & HOLDICH, D. M. (1986): The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids). Wat. Res. 20: 1137-1147
- MCKNIGHT, D. M. & FEDER, G. L. (1984): The ecological effect of acid conditions and precipitation of hydrous metal oxides in a Rocky Mountain stream. Hydrobiologia 119: 129-138
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie - Stand Mai 2006 -
- MEPBC (2008): Ambient Water Quality Guidelines for Iron, Ministry of Environment, Province of British Columbia; prepared by Phippen B., Horvath C., Nordin R., Nagpal N., Science and Information Branch Water Stewardship Division, 28.02.2008
- MILAM, C. D. & FARRIS, J. L. (1998): Risk identification associated with iron dominated mine discharges and their effect on freshwater bivalves. Environ. Toxicol. Chem. 17: 1611-1619
- MITTELMAN, M. W.; PACKARD, J.; ARRAGE, A. A.; BEAN, S. L.; ANGELL, P. & WHITE, D. C. (1993): Test systems for determining antifouling coating efficacy using on-line detection of bioluminescence and fluorescence in a laminar-flow environment; Journal of Microbiological Methods, 18 (1993) 51-60
- MORGAN, B. & LAHAV, O. (2007): The effect of pH on the kinetics of spontaneous Fe (II) oxidation by O<sub>2</sub> in aqueous solution – basic principles and a simple heuristic description; Chemosphere 68 (2007), pp. 2080–2084
- MOSER, H. (1999): Ökotoxikologische Untersuchungen von Tagebaurestseen in der Niederlausitz - Biologische Testverfahren zum Nachweis physiologischer Wirkungen; Dissertation Universität Hohenheim UTZ Herbert Utz Verlag ~ Wissenschaft, München
- MUKHOPADHYAY, M. K., KONAR, S. K. (1984): Toxicity of copper, zinc, and iron to fish, plankton, and worm. Geobios 11:204–207
- OGewV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung), Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland, vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429)

- OTTO, C. & SVENSSON, B. S. (1983): Properties of acid brownwater streams in South Sweden; Arch. Hydrobiol. 99: 15-36
- OULASVIRTA, P. (1990): Effects of acid-iron effluents from a titanium dioxide factory on herring eggs in the Gulf of Bothnia. Finnish Fish. Res. 11: 7–15
- Pacific Environmental Science Center PESC (1997): Toxic effects of iron on various aquatic species; Toxicity Testing for the B.C. Ministry of Environment in: MEPBC (2008): Ambient Water Quality Guidelines for Iron
- PAETSCH, M. (2009): Integrated model approach on ochre pollution of a stream in Northern Germany; Vortrag im Rahmen des 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia 13-17 July 2009
- PARKHURST, D. L. & APPELO, C. A. J. (1999): Users guide to PHREEQC (Version 2). A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water Resources Investigations Report 99-4259, USA, Denver, Colorado 1999.
- PEURANEN, S., VUORINEN, P. J., VUORINEN, M. & HOLLENDER, A. (1994): The effects of iron, humic acids and low pH on the gills and physiology of brown trout (*Salmo trutta*); Ann. Zool. Fennici 31: 389–396.
- PINTO, A. P., MOTA, A. M., DE VARENNES, A. & PINTO, F. C. (2004): Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. Science of the Total Environment, 326, No. 1–3, 239–247
- POTTGIESSER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen FG-Typen. <http://wasserblick.net/servlet/is/18727/>
- PRANGE, H. (2005): Die ökologische Bedeutung der Verockerung und ihre Relevanz für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie; Projektarbeit Umweltbiologie, Hochschule Bremen
- RAI, L. C. & MALLICK, N. (1992): Removal and assessment of toxicity of Cu and Fe to *Anabaena doliolum* and *Chlorella vulgaris* using free and immobilised cells. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 8, 110–114
- RAI, U. N. & CHANDRA, P. (1992): Accumulation of copper, lead and iron by field populations of *Hydrodictyon reticulatum* (Linn.) Lagerheim. Science of the Total Environment, 116, No. 3, 203–211
- RANDALL, S., HARPER, D. & BRIERLEY, B. (1999): Ecological and ecophysiological impacts of ferric dosing in reservoirs. Hydrobiol. 395/396:355-364
- RASMUSSEN, K. & LINDEGAARD, C. (1988): Effects of iron compounds on macroinvertebrate communities in a Danish lowland river system. Wat. Res. 22:1101 -1108
- READER, J. P., EVERALL, N. C., SAYER, M. D. J. & MORRIS, R. (1989): The effects of eight trace metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk-sac fry of brown trout, *Salmo trutta*, L. Journal of Fish Biology, 35, 187–198
- RL 75/440/EWG (1975): Richtlinie des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedsstaaten, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 194/34, 25.7.1975
- RL 76/160/EWG (1976): Richtlinie des Rates vom 08.12.1975 über die Qualität der Badegewässer, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 31/1 vom 05.02.1976
- RL 78/659/EWG (1978): Richtlinie „Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten“
- RL 98/83/EG (1998): Richtlinie des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 330/32, 5.12.98
- RL 2000/60/EG (2001): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (EU-WRRL), geändert durch: Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001. ABI. L 331 1 15.12.2001.

- RL 2006/7/EG (2006): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG, Amtsblatt der Europäischen Union L 64/37, 4.3.2006
- RL 2006/44/EG (2006): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, Amtsblatt der Europäischen Union L 264/20, 25.9.2006
- RL 2006/118/EG (2006): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung, Amtsblatt der Europäischen Union L 372/19, 27.12.2006; zuletzt berichtigt im Abl. L 139/39 vom 31.5.2007
- RL 2008/105/EG (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG vom 16. Dezember 2008, Amtsblatt der Europäischen Union
- ROEKENS, E. J. & VAN GRIEGEN, R. E. (1983): Kinetics of iron(II) oxidation in seawater of various pH. *Mar. Chem.* 13: 195–202
- SächsFischgewV (1997): Verordnung des Sächs. Staatsministeriums für Umwelt und Landesentwicklung zur Umsetzung der Richtlinie 78/659/EWG über die Qualität von Süßwasser, das schutzoder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (SächsFischgewV) vom 03.07.1997, Zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 23. November 2001
- SächsWG (2010): Sächsisches Wassergesetz, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Rechtsbereinigt mit Stand vom 19. Oktober 2010
- SächsWRRLVO (2004): Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Bestandsaufnahme, Einstufung und Überwachung der Gewässer (Sächsische Wasserrahmenrichtlinienverordnung – SächsWRRLVO) vom 7. Dezember 2004, rechtsbereinigt mit Stand vom 1. August 2008
- SAUVANT, M. P., PEPIN, D., BOHATIER, J. & GROLIERE, C. A. (1995): Microplate technique for screening and assessing cytotoxicity of xenobiotics with *Tetrahymena pyriformis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 32, No. 2, 159–165
- SCHNEIDER, S. (2004): Indikatoreigenschaften und Ökologie aquatischer Makrophyten in stehenden und fließenden Gewässern. Habilitation, TU München, 196 pp.
- SCULLION, J. & EDWARDS, R. W. (1980): The effects of coal industry pollutants on the macroinvertebrate fauna of a small river in the South Wales coalfield. *Freshwater Biol.* 10:141-162
- SHEAFFER, K. K. & SCHOENER, K. E. (1973): Rationale document—Total iron criterion ; Pennsylvania Department of Environmental Protection, Division of Water Quality, Harrisburg, PA, USA
- SHELDON, S. P. & SKELLY, D. K. (1990): Differential colonization and growth of algae and ferromanganese-depositing bacteria in a mountain stream; *Journal Freshwater Ecology* 5: 475-485
- SHEPARD, R. N. (1962): The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika* 27: 125-140.
- SIBLEY, P. K., BENOIT, D. A. & ANKLEY, G. T. (1997): The significance of growth in *Chironomus tentans* sediment toxicity tests. The relationship to reproduction and demographic end-points. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 336-345
- SIGG, L. & STUMM, W. (1996): Aquatische Chemie: eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer. 4., durchges. Auflage, Zürich: vdf Hochschulverlag an der ETH Zürich; Stuttgart: Teubner, 1996.
- SINDAYIGAYA, E., VAN CAUWENBERGH, R., ROBBERECHT, H. & DEELSTRA, H. (1994): Copper, zinc, manganese, iron, lead, cadmium, mercury and arsenic in fish from lake Tanganyika, Burundi. *Science of the Total Environment*, 144: 103–115

- SINGER, P. C. & STUMM, W. (1970): Acid mine drainage - the rate limiting step: *Science*, v. 167, p. 1121-1123.
- SINHA, S., RAI, U. N. & CHANDRA, P. (1994): Accumulation and toxicity of iron and manganese in *Spirodela polyrrhiza* (L.) SCHLEIDEN. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53, No. 4, 610–617
- SMITH, E. J., SYKORA, J. L. & SHAPIRO, M. A. (1973): Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on survival, growth, and reproduction of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *J. Fish. Res. Board Can.* 30: 1147-1153
- SMITH, E. J. & SYKORA, J. L. (1976): Early developmental effects of lime-neutralized iron hydroxide suspensions on brook trout and coho salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2: 308-312
- SNOWDEN, R. E. D. & WHEELER, B. D. (1993): Iron Toxicity to Fen Plant Species; *Journal of Ecology*, Volume 81, Issue 1 (Mar., 1993), 35-46
- SOLIMINI, A. G., FREE, G., DONOHUE, I., IRVINE, K., PUSCH, M., ROSSARO, B., SANDIN, L. & CARDOSO, A. C. (2006): Using Benthic Macroinvertebrates to Assess Ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support WFD Implementation; European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability
- StUA Staatliches Umweltamt Münster (2005): Signifikante anthropogene Belastungen der Ibbenbürener Aa: Trends, Probleme und Prognosen, Bearbeiter DEEPEN J. & BARTELS U., Staatliches Umweltamt Münster (Hrsg.) 2005
- STUMM, W. & LEE, G. F. (1960): The chemistry of aqueous iron; *Schweiz. Z. Hydrol.* 22: 295–319
- SUTER, II G. W. & TSAO, C. L. (1996): Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota: 1996 Revision; Prepared for the U.S. Department of Energy Office of Environmental Management, Date Issued—June 1996; National Technical Information Service, U.S. Department of Commerce, 5285 Port Royal Rd., Springfield
- SYKORA, J. L., SMITH, E. J. & SYNAK, M. (1972): Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchell); *Wat. Res.* 6: 935-950
- SYKORA, J. L., SMITH, E. J., SHAPIRO, M. A. & SYNAK, M. (1972a): Chronic effects of ferric hydroxide on certain species of aquatic animals. Pp. 347-369. In *Fourth Symposium on Coal Mine Drainage Research, Proceedings*. Mellon Institute, Pittsburgh, Pa.
- TGL 22764 (1982): Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern, Technische Normen, Gütevorschriften und Lieferbedingungen, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft, 1982
- TGL 27885/01 (1982): Stehende Binnengewässer – Klassifizierung; Technische Normen, Gütevorschriften und Lieferbedingungen, Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR; Berlin, April 1982
- TOMASIK P., MAGADZA C. M., MHIZHA S., CHIRUME A., ZARANYIKA M. F. & MUCHIRIRI S. (1995): Metal-metal interactions in biological systems. Part IV. Freshwater snail *Bulinus globosus*. *Water, Air and Soil Pollution*, 83, No. 1–2, 123–145
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung TrinkwV 2001); Bundesministerium für Gesundheit, Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft "Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 28. November 2011 (BGBl. I S. 2370), die durch Artikel 2 Absatz 19 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert worden ist"
- UHLMANN, W., GRÖSCHKE, A., ARNOLD, I. & ROLLAND, W. (2007): Wirkungen von Eisenhydroxidschlämmen aus der Grubenwasseraufbereitung auf die Gewässerchemie von Tagebauseen in der Lausitz. In: *Vortragsband zum Workshop vom 22. - 23. Februar 2007 an der TU Bergakademie Freiberg*, ISBN 978-3-86012-327-0, Seiten 109 – 121.
- UHLMANN, W. & ARNOLD, I. (2003): Eisenausfällungen im Lausitzer Braunkohlerevier. Teil 2: Geochemie und Genese der Inkrustierung. *Surface Mining. Braunkohle & Other Minerals* 55 (3)2003: 276-287.

- UK-TAG (2008): Directive Proposals for Environmental Quality Standards for Annex VIII Substances, UK Technical Advisory Group on the Water Framework, Final January 2008 (Revised June 2008)
- Umweltbehörde Freie und Hansestadt Hamburg (1997): Eisen und Gewässer Hinweise zur Beurteilung bei Direkteinleitungen und über Auswirkungen auf Oberflächengewässer; Hamburg Juni 1997
- US Environmental Protection Agency US-EPA (1976): Quality Criteria for Water; "Redbook", Washington D.C. 26.07.1976
- US-EPA (1986): Quality Criteria for Water 1986; United States Environmental Protection Agency, EPA 440/5-86-001, 01.05.1986
- VERB, R. G. & VIS, M. L. (2000): Comparison of benthic diatom assemblages from streams draining abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 274–288.
- VLAHOS, P., MACKAY, D., EISENREICH, S. J. & HORNBUCKLE, K. C. (1995): Exchange of Chemicals between the Atmosphere and lakes. In: LERMAN, A., IMBODEN, D. & GAT, J. (1995): *Physics and chemistry of lakes*. Springer-Verlag, Berlin. ISBN 0-387-57891-9.
- VON LUKOWICZ, M. (1976): Der Eisengehalt im Wasser und seine Wirkung auf den Fisch. *Fisch Umwelt* 2: 85–92
- VOS, J. H., TEUNISSEN, M., POSTMA, J. F. & VAN DEN ENDEN, F. P. (2002): Particle size effect on preference and growth of detritivorous *Chironomus riparius* larvae as influenced by food level. *Arch. Hydrobiol.* 154: 103-119
- VUORI, K.-M. (1995): Direct and indirect effects of iron on river ecosystems; *Ann. Zool. Fennici* 32: 317-329, Helsinki 01.11.1995
- VUORI, K.-M. (1995 b): Species and population specific responses of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in the river Kyrönjoki, Western Finland; *Freshwater Biology* 33: 305 318
- VUORI, K.-M. (1996): Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: Do buffer zones protect lotic biodiversity?; *Biological Conservation* Volume 77, Issue 1, July 1996, Pages 87–95
- VUORINEN, P. J., KEINÄNEN, M., PEURANEN, S. & TIGERSTEDT, C. (1999): Effects of iron, aluminium, dissolved humic material and acidity on grayling (*Thymallus thymallus*) in laboratory exposures, and a comparison of sensitivity with brown trout (*Salmo trutta*); *Boreal Environment Research* 3: 405–419, Helsinki 19.01.1999
- WANG, W. (1986): Toxicity tests of aquatic pollutants using common duckweed. *Environmental Pollution Series B* 11:1-14
- WARNE, M. S. J. & VAN DAM, R. 2008. NOEC and LOEC Data should no longer be generated or used. *Australasian Journal of ecotoxicology* 14: 1-5.
- WARNICK, S. L & BELL, H. L. (1969): The acute toxicity of some heavy metals to different species of aquatic insects. *Journal WPCF* 41: 280-284
- WEATHERLEY, N. S., RUTT, G. P., THOMAS, S. P. & ORMEROD, S. J. (1991): Liming acid streams aluminium toxicity to fish in mixing zones. *Water Air Soil Pollut.* 55: 345–353
- WELLNITZ, T. A., GRIEF, K. A. & SHELDON, S. P. (1994): Response of macroinvertebrates to blooms of iron-depositing bacteria; *Hydrobiologica* 281: 1 17
- WELLNITZ, T. A. & SHELDON, S. P. (2006): The effects of iron and manganese on diatom colonization in a Vermont stream; *Biology* Volume 34, Issue 3, pages 465–470, December 1995
- WEPENER, V., VAN VUREN, J. H. J. & DU PREEZ, H. H. (2001): Uptake and distribution of a copper, iron and zinc mixture in gill, liver and plasma of a freshwater teleost, *Tilapia sparrmanii*; *Water SA* Vol. 27 No. 1 January 2001

- WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts "Wasserhaushaltsgesetz", Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit BMU vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das durch Artikel 2 Absatz 67 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044) geändert worden ist"
- WHITEHOUSE, P., DIXON, E., BLAKE, S. & BAILEY, K. (1998): An update to proposed Environmental Quality Standards for iron in water. Final Report DETR 4471/1 to the Department of the Environment, Transport and the Regions. Medmenham, Buckinghamshire: WRc.
- WHO (1996): Iron in Drinking-water; Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality; World Health Organization, Geneva 1996
- WITESKA, M. & JEZERSKA, B. (2003): The effect of environmental factors on metal toxicity to fish. *Fresenius Environ. Bull.*, 12: 824–9
- WONG, M. H. & TAM, F. Y. (1984): Sewage sludge for culturing freshwater algae and the fate of heavy metals at higher trophic organisms. IV. Heavy metal contents in different trophic levels. *Archives for Hydrobiology*, 100, No. 4, 423–430
- XING, W., HUANG, W. & LIU, G. (2010): Effect of excess iron and copper on physiology of aquatic plant *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.; *Environ Toxicol. Apr.* 2010, 25(2):103-12
- XING, W., LI, D. H. & LIU, G. H. (2010 a): Antioxidative responses of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to short-term iron exposure. *Plant Physiology and Biochemistry*, 48, 873-878
- XING, W. & LIU, G. (2011): Iron Biogeochemistry and its Environmental Impacts in Freshwater Lakes; *Fresenius Environmental Bulletin PSP Volume 20 – No 6.* 2011
- YOUNG, L. M. (2003): Evaluation of the Effect of Water Quality Degradation and Iron Oxide Precipitation on the Benthic Macroinvertebrate Community Downstream of F.E. Walter Reservoir; Pennsylvania Fish and Boat Commission, June 18, 2003

**Herausgeber:**

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)  
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden  
Telefon: +49 351 2612-0  
Telefax: +49 351 2612-1099  
E-Mail: [poststelle.lfulg@smul.sachsen.de](mailto:poststelle.lfulg@smul.sachsen.de)  
[www.smul.sachsen.de/lfulg](http://www.smul.sachsen.de/lfulg)

**Autoren:**

Rainer Kruspe, Jürgen Neumann, Michael Opitz  
IDUS Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH  
E-Mail: [r.kruspe@idus.de](mailto:r.kruspe@idus.de)  
Susanne Theiss, Wilfried Uhlmann, Kai Zimmermann  
IWB Institut für Wasser und Boden Dr. Uhlmann  
[info@iwb-dresden.de](mailto:info@iwb-dresden.de)

**Redaktion:**

Daniela Petto  
LfULG, Abteilung Wasser, Boden Wertstoffe/Referat Bergbaufolgen  
Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden  
Telefon: +49 351 8928-4602  
Telefax: +49 351 8928-4099  
E-Mail: [daniela.petto@smul.sachsen.de](mailto:daniela.petto@smul.sachsen.de)

**Fotos:**

IWB (Institut für Wasser und Boden) Dr. Uhlmann

**Redaktionsschluss:**

14.11.2014

**ISSN:**

1867-2868

**Hinweis:**

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

**Verteilerhinweis**

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.