



IMF Untere Wupper

1	Einleitung¹	1
2	Gewässer und Methode	2
3	Ergebnisse	4
3.1	Stressor-/Belastungsgradient	4
3.2	Zustandsgradient	5
3.3	Struktur und Funktionsfähigkeit der aquatischen Biozönose	7
3.3.1	Arten-Struktur der aquatischen Biozönose der Unteren Wupper	7
3.3.2	Funktionsfähigkeit des aquatischen Ökosystems Untere Wupper	11
3.4	Struktur und Funktionsfähigkeit der Gewässersohle	14
3.4.1	Feinsedimente und Abfiltrierbare Feststoffe (AFS _{fein} , Schwebstoffe): Quellen, Senken und Wirkungspfade	14
3.4.2	Struktur der Gewässersohle	20
3.4.3	Funktionsfähigkeit der Gewässersohle (Interstitial)	21
4	Diskussion, Synthese und Sanierungsstrategie	25
5	Fazit und Ausblick	33
6	Literatur	35

1 Einleitung¹

Die Bestandsaufnahmen der WRRL zum ökologischen Zustand der Fließgewässer in NRW weisen für die Untere Wupper im Streckenabschnitt des Stadtgebiets Wuppertal bis zur Mündung erhebliche ökologische Defizite aus (Tab.1). Allerdings führte die WRRL- konforme Analyse der biologischen Qualitäts- und der Hilfskomponenten zu keiner belastbaren Ausweisung der hierfür verantwortlichen Stressoren (Kausalanalyse). Damit fehlte die Basis für eine effiziente Maßnahmenplanung.

¹ Detaillierte Ergebnispräsentationen sind / werden im INTERNET (Homepage Wupperverband) hinterlegt

4.1.2 WKG_WUP_1002: Kläranlageneinflussbereich Wupper

Wasserkörpergruppe	Planungseinheit	Teileinzugsgebiet	Bearbeitungsgebiet	Flussgebiet			
WKG_WUP_1002	PE_WUP_1000	Wupper	Niederrhein	Rhein			
Fließgewässer	2736_5925 Wupper Leichlingen / Solingen	Kausalanalyse					
		Wasserkörpergruppe					
		HY DG	HY MO	PQ KH	PQ MN	PQ WB	SO FI
HMWB-Ausweisung	natürlich						
Allg. Degradation	schlecht > 2015 - F2	X	X		X		
Saprobie	mäßig > 2015 - F10			X			X
Makrozoobenthos	schlecht > 2015 - F2						
Fische (FibS)	mäßig > 2015 - F2	X	X			X	X
Wanderfische (Mitteldistanz)	unbefriedigend > 2015 - F2	X	X				
Makrophyten	mäßig > 2015 - F2	X	X			X	
Phytobenthos	unbefriedigend > 2015 - F19	X	X	X	X		

Tab.1. WRRL-konforme Monitoringergebnisse aus dem 1. Bewirtschaftungszyklus (2008)

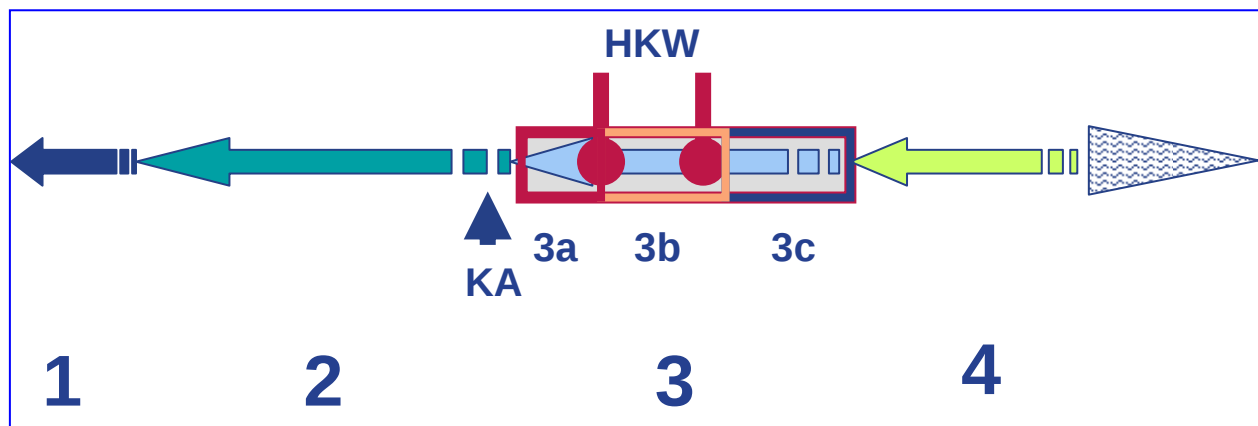
Ziel des Investigativen Monitoring- & Forschungsprojekts (IMF) Untere Wupper ist es, die Ursachen ausgewiesener ökologischer Zustandsdefizite (Tab.1) erklären zu können, um so das Verständnis für die Erarbeitung der notwendigen Planungsgrundlagen als für eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL an der Unteren Wupper bereitzustellen. Erfolgreich beschreiten lässt sich dieser Weg nur über eine Erweiterung der ausschließlich auf Strukturmerkmalen (Artenstruktur) basierenden Messmethoden des WRRL-konformen Ansatzes (vgl. Kap. 2: Gewässer und **Methode**). Folgerichtig fokussiert vorliegende „Kurzfassung“ darauf, ein prozessbasiertes Systemverständnis (**Funktionsfähigkeit aquatischer Ökosysteme**) zu entwickeln und dieses mit den Defiziten in der Artenstruktur zu verschneiden.

2 Gewässer und Methode

Gewässer. Der gesamte Streckenabschnitt der Unteren Wupper wird dem Typ 9 „Silikatisch, fein- bis grobmaterialreicher Mittelgebirgsfluss“ zugeordnet. Wie bei allen rhithralen Fließgewässern erfolgt die Bioproduktion standortfixiert auf der Gewässersohle. Dem urbanen Stressgradienten, bestehend aus **hydromorphologischen Veränderungen** im und **Niederschlagswassereinleitungen** aus dem Stadtgebiet Wuppertals (km 56 – km 40 – überwiegend Trennsystem), den **Abwärmeeinleitungen der Heizkraftwerke** (HKW) Barmen (km 53,0) und Elberfeld (km 45,9) und den **Abwassereinleitungen** (KA Buchenhofen (km 41); KA Kohlfurth (km 35);

KA Burg (km 27)), folgend, wurde die Untere Wupper (km 65 – km 0) mit Blick auf die Zusammenführung und Bewertung der Messdaten in insgesamt 4 Streckenabschnitte – entsprechend den Wasserkörpern WRRL (PE_WUP_1000) – unterteilt. Das Stadtgebiet Wuppertal – Abschnitt 3 (km 56 – km 40) – wurde darüber hinaus in drei weitere Untereinheiten aufgelöst (Abb.1 & Tab.2). Die Laufzeit des Projekts umfasste den Zeitraum 2011-2013.

Abb.1 & Tab. 2. Unterteilung der Unteren Wupper in Streckenabschnitte
(HKW = Heizkraftwerke, KA = Kläranlagen)



Abschnitt	km	Bereich
Abschnitt 1	km 0 ... km 6	Mündungsbereich (<i>Barbenregion</i>)
Abschnitt 2	km 6 ... km 40	Kläranlagen beeinflusster Bereich (<i>Äschenregion</i>)
Abschnitt 3a	km 40 ... km 46	Stadtgebiet unterhalb HKW Elberfeld (<i>Äschenregion</i>)
Abschnitt 3b	km 46... km 53	Stadtgebiet oberhalb HKW Elberfeld (<i>Äschenregion</i>)
Abschnitt 3c	km 53 ... km 56	Stadtgebiet oberhalb HKW Barmen (<i>Äschenregion</i>)
Abschnitt 4	km 56 ... km 60	Oberhalb Stadtgebiet bis Kemna (<i>Äschenregion</i>)

Methode. Obwohl die WRRL den ökologischen Zustand über die .. **Qualität der Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer Ökosysteme**.. definiert, stützt sich die aktuell praktizierte Bewertung des ökologischen Zustands, ebenso wie dessen Kausalanalyse, ausschließlich auf die Analyse und Bewertung der Arten-**Struktur** der biologischen Qualitätskomponenten (neben den Hilfskomponenten). Dabei geht die praktizierte Methodik davon aus, dass über die WRRL-konformen multimetrischen Indices neben der Zustandsbewertung monokausal die Zuweisung eines verantwortlichen Stressors aus dem Multi-Stressor-Feld möglich ist und im Umkehrschluss die Einstellung des so ermittelten „Stressors“ auf einen Orientierungswert (Hilfskomponenten) zum guten ökologischen Zustand führt. Vielfach kommt es jedoch zu Überlagerungen von Ein-

flussfaktoren auf die aquatischen Zielkomponenten und weiteren Interaktionen, die mit den etablierten Methoden nicht ausreichend abgebildet werden können.

Folgerichtig erweitert der Ansatz des IMF den bisher praktizierten WRRL Ansatz methodisch und konzeptionell dahingehend, dass die, auf der Analyse der

⇒ **Qualität der Artenstruktur**

○ *Indices nach WRRL*

fußenden Bewertungen des ökologischen Zustands und der sich hieraus ableitenden Stressoren („Kausalanalyse“, Tab.1), durch die Messung und Bewertung der

⇒ **Qualität der Funktionsfähigkeit**

des Gewässers ergänzt werden. Dabei wird insbesondere den stoffwechseldynamischen Prozessen (**Trophie, Saprobie**) die zentrale Stellung als Zielgröße der Gewässerbewertung und –sanierung (Gewässergüte „sensu stricto“) zurückgegeben. Betrachtungen zur Gewässergüte im Weiteren (Ökochemie, etc.) ergänzen die Ausführungen.

Flankiert werden diese Betrachtungen durch Messungen und Analysen der Feststoffkonzentrationen im Wasserkörper (AFS/Schadstoffe) und der

⇒ **Struktur und Funktionsfähigkeit der Gewässersohle** (AFS-Kolmationsthese, [3]).

Partiell abgesichert werden die sich aus einer vergleichenden Betrachtung der Ergebnisse von Freilandmessungen ableitenden Vorstellungen und Hypothesen durch experimentelle und modell-gestützte Ansätze.

Die Verknüpfung unterschiedlicher Betrachtungsniveaus, welche strukturelle und funktional-prozessuale Zusammenhänge sichtbar macht und miteinander verschneidet, eröffnet eine Erkenntnisqualität, welche den Weg zu konzeptionellen Modellen und daran anknüpfenden strategischen Maßnahmenplanungen ebnet.

3 Ergebnisse

3.1 Stressor-/Belastungsgradient

Die räumliche Verteilung der punktförmigen Belastungsquellen (Abb.1: Abwasser, Heizkraftwerke, Niederschlagsentwässerung) im Längsgradienten der Unteren Wupper weist den Bereich zwischen km 55 (Schwelme) und km 41 (KA Buchenhofen) als Schwerpunkt der urbanen Belastungen aus. Zusätzlich überlagert ist dieser Streckenabschnitt des Stadtgebiets durch ein Maximum an strukturellen Defiziten (Abb.3).

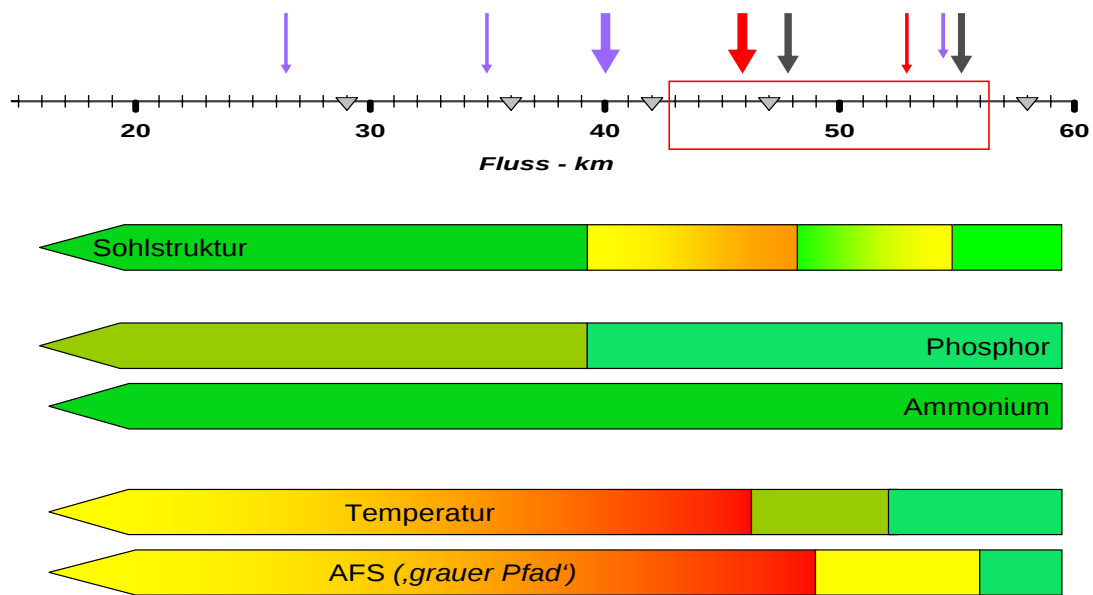


Abb.3. Belastungsgradient

(Intensivmessstellen: graues Dreieck; Stadtgebiet: rotes Rechteck; Kläranlagen: lila Pfeil, Heizkraftwerke: roter Pfeil; „intensive“ Niederschlagsentwässerungen: grauer Pfeil)

Während sich die ACP-Hilfskomponenten (Phosphor, Ammonium) im gesamten Streckenabschnitt der Unteren Wupper im Bereich der LAWA-Orientierungswerte für den ‚guten Zustand‘ bewegen, zeigen die AFS- (Kap. 3.4.1.) und Temperaturwerte [20] - begleitet durch die Sohl-Strukturwerte – unterhalb des Mirker Bachs (km 48) bis Rutenbeck (km 42) resp. Kohlfurth (km 36) - ein Maximum der Belastung. Die ökologischen Zustandsdefizite (s.u.) spiegeln diesen Belastungsgradienten.

3.2 Zustandsgradient

Räumlich geringfügig verzögert zum AFS- / Temperatur-Belastungsmaximum durchläuft das ökologische „Kern“-Defizit der Gewässergüte - bewertet über den Ökosystemstoffwechsel (Artenstruktur & Funktionsfähigkeit) – bereits vor Einleitung der gereinigten Abwässer aus den KA beginnend ein Maximum im Streckenabschnitt Zoo (km 44) bis etwa Müngstener Brücke (km 32) (Abb.4). Nachfolgend erholt sich der ökologische Zustand geringfügig.

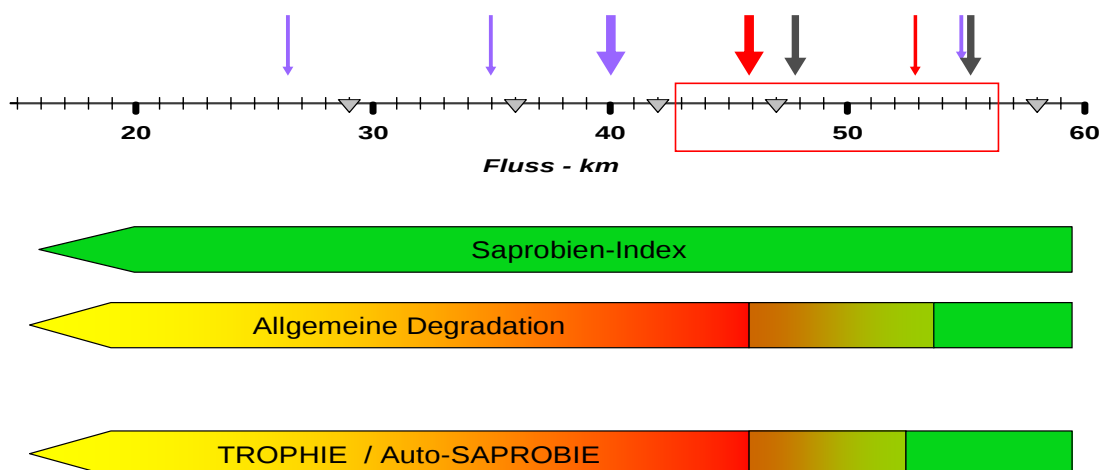


Abb.4. Zustandsgradient basierend auf einer Bewertung der Struktur- und Funktionsfähigkeit (vgl. Kap. 3.3)

(AD Allgemeine Degradation; Intensivmessstellen: graues Dreieck; Stadtgebiet: rotes Rechteck; Kläranlagen: lila Pfeil, Heizkraftwerke: roter Pfeil; Niederschlagsentwässerung: grauer Pfeil)

Die PHYLIB-Bewertungen der **Makrophyten** zeichnen im 1. WRRL-Monitoringzyklus den schlechtesten ökologischen Zustand für das Stadtgebiet (Abschnitt 3, Abb.2) während der Mündungsbereich (Abschnitt 1) als „sehr gut“ klassifiziert wird. Das **Phytobenthos / Diatomeen** weist die Wupper im Abschnitt 4 als „gut“ und nachfolgend einheitlich als „mäßig“ aus, wobei der Trophie-Index den gesamten Streckenabschnitt der Unteren Wupper durchgehend als „eu-/polytroph“ identifiziert – ein Ergebnis, welches in sich inkonsistent ist und dem Ergebnis der stoffwechseldynamischen Prozessmessungen („Funktionsfähigkeit“) widerspricht (Abb.4).

Bewertet anhand der **Fischfauna** (FIBS) ist der ökologische Zustand der Unteren Wupper im gesamten Streckenabschnitt überwiegend „mäßig“ bis „unbefriedigend“. Ist das deutlichste Defizit im Jahr 2010 („unbefriedigend“, 1,55) oberhalb des Stadtgebiets Wuppertal (Abschnitt 4) anzutreffen, liegt dies 2012 am Ende des Stadtgebiets (Abschnitt 3a). Übereinstimmend findet sich in beiden Untersuchungsjahren das geringste ökologische Defizit mit Beginn des Stadtgebiets in Abschnitt 3c („mäßig“ bis „gut“).

3.3 Struktur und Funktionsfähigkeit der aquatischen Biozönose

3.3.1 Arten-Struktur der aquatischen Biozönose der Unteren Wupper

Das Arteninventar und damit das Entwicklungspotenzial der Fischfauna für die *Äschenregion* ist im Bereich der Unteren Wupper grundsätzlich vorhanden. Während die Kies liebende (*lithophile*) Elritze derzeit durchgehend als der Kleinfisch der Wupper einzuordnen ist, bricht die Populationsdichte der kalt-stenothermen und Versandungen der Gewässersohle meidenden (*speleophilen*) Groppen mit Beginn des Stadtgebiets und unterhalb (Abschnitt 3b ... 1) ein. Gleichzeitig explodiert die Populationsdichte der Sand liebenden (*psammophilen*) Schmerlen in den Jahren 2004-10 unterhalb der HKW Elberfeld (Abb.4). Die Dichten beider Kleinfisch-Populationen (Groppe, Schmerle) sind im Jahr 2011/12 deutlich rückläufig. Insbesondere in den Abschnitten 4, 3a und 2 ist der relative Anteil an Fischen der Größenklassen > 30 cm defizitär und weist ein Defizit in der Struktur des Nahrungsnetzes aus [21].

Grundsätzlich ist das MZB-Arteninventar für den ‚guten ökologischen Zustand‘ - wie bei den Fischen - vorhanden. Die Analyse der biologischen Qualitätskomponente **Makrozoobenthos (MZB)** weist – obwohl der Saprobien-Index im gesamten Streckenabschnitt „gut“ ist – für alle Module (Saprobien-Index, Allgemeine Degradation, Spear) übereinstimmend das größte ökologische Defizit im Streckenabschnitt Zoo (Abschnitt 3c) bis Müngstener Brücke (im Abschnitt 2) aus (Abb.4), was insbesondere mit Defiziten der EPT-Taxa-Struktur (Heptageniden!) verbunden ist [22]. Allerdings vermag die sich aus der MZB-Artenstruktur ableitende ‚Kausalanalyse‘ (Allgem. Degradation „rot“ bei SI = „grün“ = Strukturgütedefizite“) keine überzeugende Antwort auf die Frage nach dem ökologischen Kerndefizit

➤ Was fehlt der Unteren Wupper („Krankheitsbild“)?

und den Ursachen des ökologischen Defizits („Kausalanalyse“) zu geben.

Macht man die Referenz (Erwartungswert der Artenstruktur der MZB-Biozönose) eines fiktiven weiter unterhalb gelegenen „potamalen“ (Typ 9.2. Große Flüsse des Mittelgebirges) anstatt derjenigen eines „rhithralen“ Streckenabschnitts (Typ 9 Mittelgebirgsfluss) zur Bewertungsgrundlage, so befindet sich die Untere Wupper in einem guten bis sehr guten ökologischen Zustand (Abb.5). Anders formuliert:

⇒ **die Untere Wupper weist deutliche „Potamalisierung“erscheinungen auf,**

d.h. es findet sich bereits im Rhithral eine Arten-Struktur, welche erst flussab im Potamal vorkommen sollte und trägt so ‚referenzbasiert‘ zu einer Abwertung des ökologischen Zustands bei.

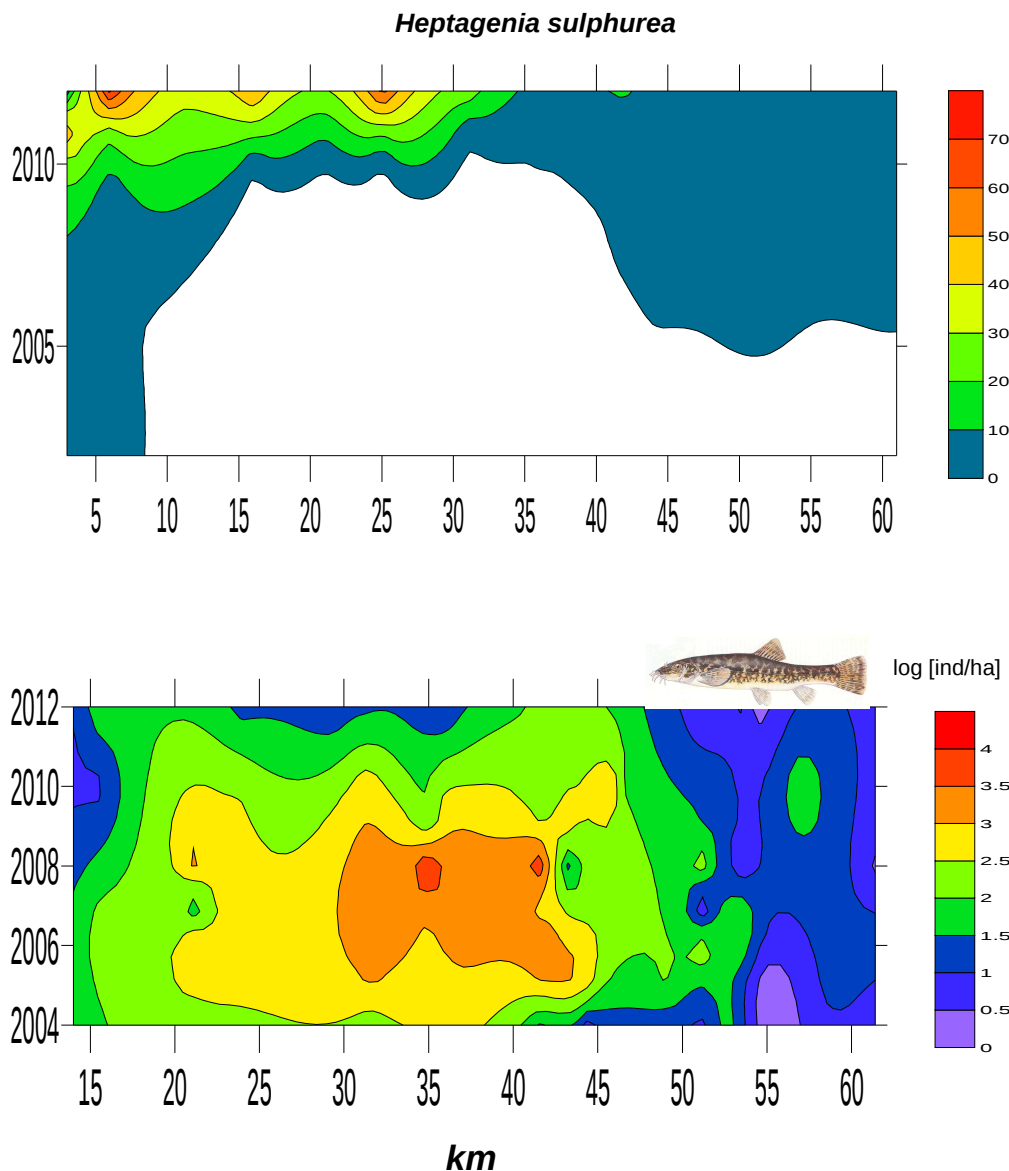


Abb. 6,7,8. Verbreitung „epipotamaler“ Charakterarten im Längsgradienten der Unteren Wupper (weiße Flächen = 0 ind/ha; Eintagfliegen *B. fuscatus*, *H. sulphurea* und Schmerle)

Als verantwortlicher Treiber dieser „Potamalisierung“ rückt zunächst das Temperaturregime in den Blickpunkt, sind doch potamale Arten an höhere Wassertemperaturen adaptiert.

➤ Artenstruktur: Auf dem guten Weg

Wie die Ergebnisse der Analyse der Raum-Zeit-Struktur der Fischfauna (Döbel, Barbe, Schmerle) und des Makrozoobenthos (EPT-Taxa) verdeutlichen (Abb.6-8), zeichnet sich ab 2011 ein ausgeprägter Wandel in der Qualität der Artenstruktur ab:

⇒ die **Untere Wupper** befindet sich **keinesfalls in einem stabilen ökologischen Gleichgewichts(End)zustand** (Forschungsbedarf!).

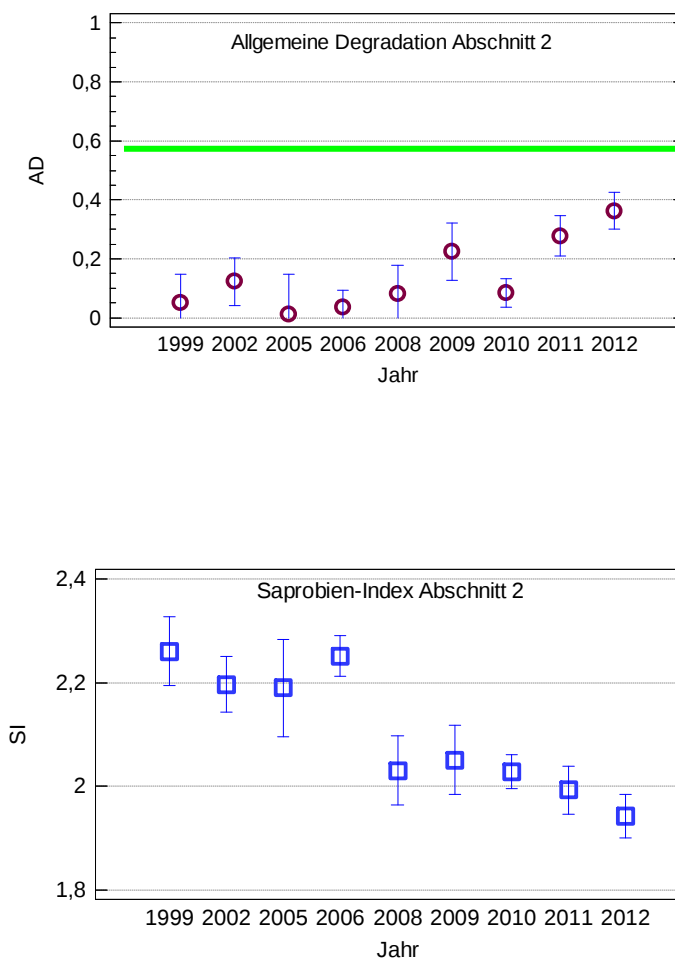


Abb.9,10. Die Bewertung der Artenstruktur des Makrozoobenthos (Saprobien-Index, Allgemeine Degradation) weist in den Jahren 2006/08 (SI) und 2011 (AD) unverkennbare Verbesserungen des ökologischen Zustands für den Kläranlagen beeinflussten Abschnitt 2 aus

Diese nicht zu erwartende Veränderung in der Artenstruktur des MZBs ab 2011 kondensiert in den hieraus sich ableitenden Bewertungs-Indices in einen unübersehbaren Verbesserungstrend des ökologischen Zustands (Abb.9,10), welcher sich einer überzeugenden Zuordnung in der zeitnahen parallelen Veränderung der erfassten Stressoren (Temperatur 2004! und NH_4N 2005!) entzieht. Damit rücken ‚interne‘ Treiber (via Nahrungsnetzeffekte) und / oder unerwartet lange Wiederbesiedlungszeiten - trotz des vorhandenen Arteninventars (hohes Wiederbesiedlungspotenzial!) - als Ursache der zeitlichen Verzögerung in der Systemreaktion in den Blickpunkt. Solche verzögerten Reaktionen sind in Fließgewässern bisher kaum bekannt!

3.3.2 Funktionsfähigkeit des aquatischen Ökosystems Untere Wupper

Kernprozesse von Ökosystemen mit Blick auf die

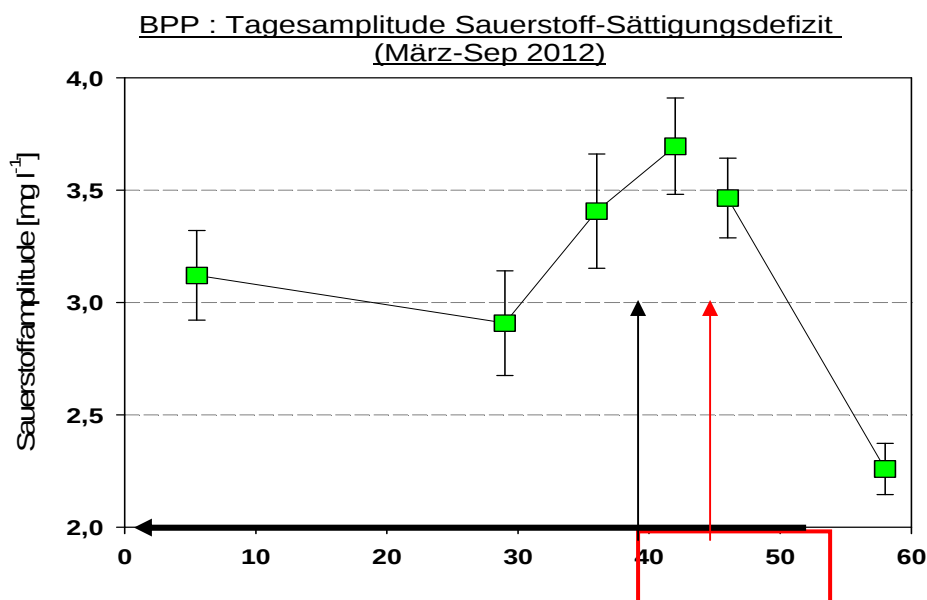
⇒ **Qualität der Funktionsfähigkeit.**

sind die grundlegenden stoffwechseldynamischen Prozesse des C-Haushalts, die gewässerinterne C-Produktion („Trophie“) und C-Respiration („Saprobie“). Der gute ökologische Zustand ist an die Einhaltung eines gewässertypspezifischen Stoffwechsellniveaus gekoppelt. Damit rückt der C- Ressourcen-Haushalt – welcher sich im Sauerstoffhaushalt abbildet – wieder ins Zentrum der Betrachtungen.

3.3.2.1 Ökosystemstoffwechsel

Bewertet anhand kontinuierlicher Aufzeichnungen des Sauerstoffs [19], zeichnet sich eine unübersehbare Intensivierung der Primärproduktion (~ BPP ~ Zunahme Trophie „**Eutrophierung**“) mit Passage des Stadtgebiets ab (Abb.11). Begleitet wird diese Eutrophierung von einer Intensivierung der Respiration („Saprobie“ ~ **Auto-Saprobie**, Sekundärbelastung, Abb.12).

Auch wenn die WRRL-konforme Bewertung der MZB-Artenstruktur den Längsgradienten der Eutrophierung nicht als solchen ausweist, bildet sich dieser indirekt über den Anstieg des Saprobien-Index (~ Respiration) innerhalb der „guten“ Klassengrenzen ab (Abb.13,14). Folgerichtig zeichnen die Analysen des **Makrozoobenthos** (Artenstruktur) und des **Ökosystemstoffwechsels** (Funktionsfähigkeit) ein einheitliches Bild der ökologischen Zustandsdefizite.



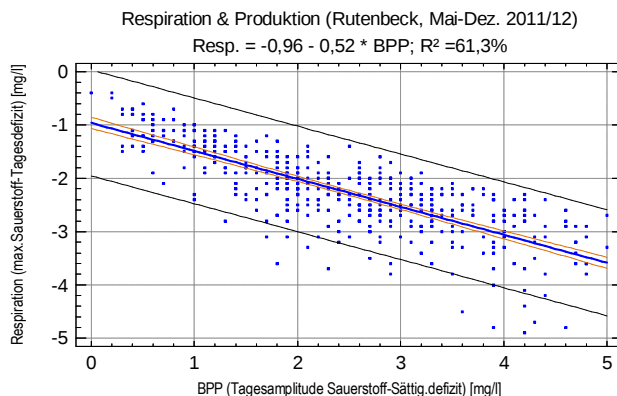


Abb.11,12. Längsgradient der Produktionsraten (rotes Rechteck: Stadtgebiet; roter Pfeil: Heizkraftwerk; schwarzer Pfeil: Kläranlage), bestimmt nach der Extremwert-Methode [2], und (8) Zusammenspiel von Produktion (BPP) / Respiration (=Trophie / Saprobie) bei km 42.

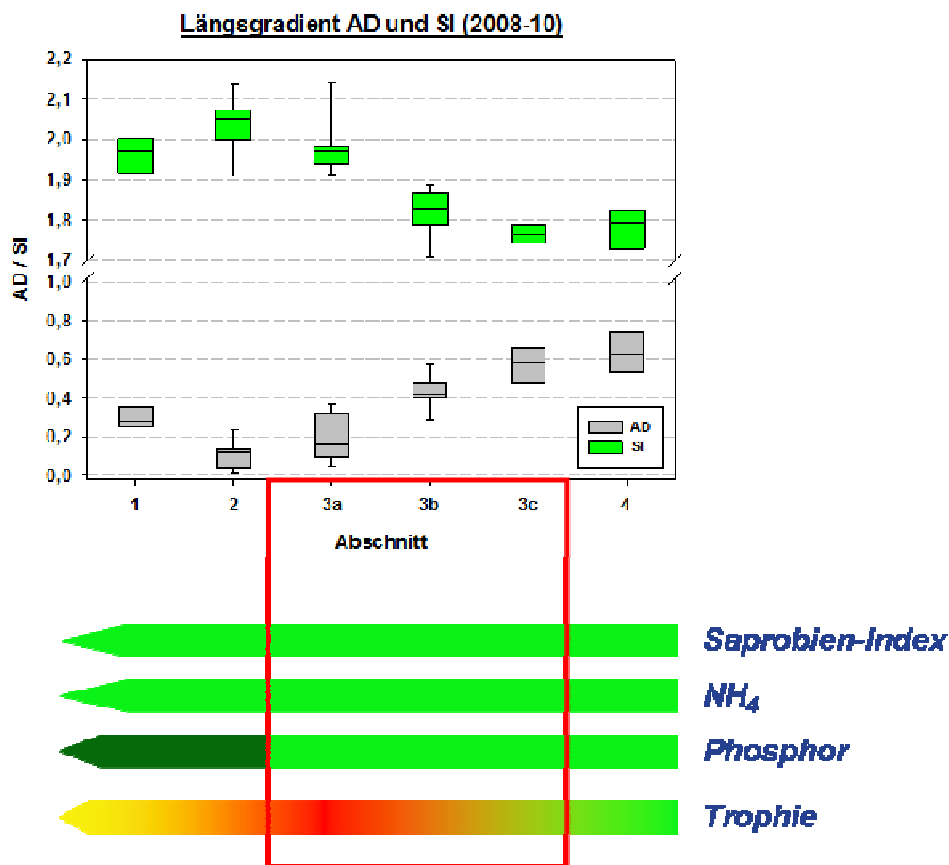


Abb. 13,14. Längsgradienten der Allgemeinen Degradation (AD), des Saprobien-Index (SI), sowie der Hilfskomponenten Ammonium, Phosphor und des trophischen Längsgradienten bestimmt aufgrund kontinuierlicher Sauerstoffmessungen, vgl. Abb.11,12 (Stadtgebiet rotes Rechteck)

Darüber hinaus findet sich für die Gewässer des Typs 9 im Einzugsgebiet der Wupper eine enge Korrelation zwischen dem Saprobien-Index und der Allgemeinen Degradation (bei nahezu fehlender Korrelation zur Strukturgüte) (Abb.15).

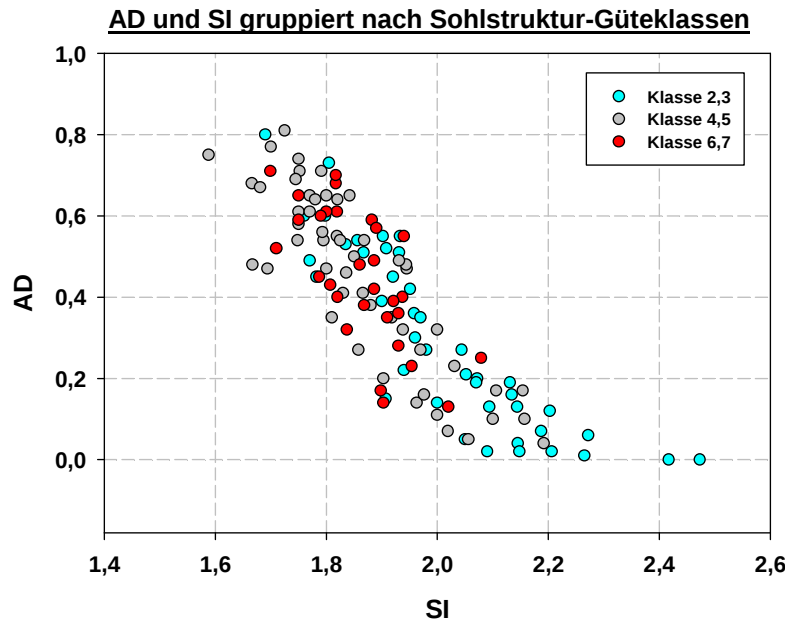


Abb.15. Zwischen der Allgemeinen Degradation (AD) und dem Saprobien-Index (SI) besteht ein enger statistisch signifikanter Zusammenhang (Sohlstruktur-Güteklassen am Ort der Messung)

Im Ergebnis manifestiert sich das ökologische Kerndefizit der Gewässergüte in einer Störung des gewässertypspezifischen C-Haushalts (**Qualität der Funktionsfähigkeit**). Bedingt durch eine **Eutrophierung** zeichnet sich im Längsgradienten eine **Auto-Saprobisierung** ab, welche richtigerweise vom Saprobien-Index (und der hiermit korrelierenden Allgemeinen Degradation, AD) nachgezeichnet wird. Die Kausalanalyse anhand der WRRL-konformen Methodik weist diese Störung im C-Haushalt nicht explizit aus! Im Fazit lässt sich für die Untere Wupper festhalten, dass

- ⇒ das maximale ökologische Defizit bereits am Ende des Stadtgebiets – vor Einleitung der geklärten Abwässer – erreicht wird (Abb.4)
- ⇒ eine Störung der typspezifischen **Artenstruktur und Funktionsfähigkeit** (Ökosystemstoffwechsel) vorliegt
 - o der Längsgradient der Eutrophierung entkoppelt ist vom Phosphor-Angebot [19]
 - o Diatomeen (PHLIB) nicht den trophischen Längsgradienten nachzeichnen
 - o die Allgemeine Degradation (AD) proportional zum Saprobien-Index (ermittelt aus der **Artenstruktur**) verläuft und diese die Ökosystemstoffwechsel-Intensität (**Funktionsfähigkeit**) nachzeichnet
 - o die AD nicht die Strukturgüte abbildet, aber parallel zum Stoffwechselgradienten verläuft.

3.4 Struktur und Funktionsfähigkeit der Gewässersohle

Als zentralem Lebensraum für die aquatische Biozönose kommt der Struktur und Funktionsfähigkeit der Gewässersohle in Mittelgebirgsflüssen eine Schlüsselstellung für den ökologischen Zustand zu. In der Unteren Wupper erweisen sich der

- ⇒ Eintrag von schwebstoffgebundenen Schadstoffen (an AFS_{fein}) sowie die von Schwebstoffen verursachte
- ⇒ Minderung der Nahrungsqualität von Biofilmen (Schweb-/Schadstoffe)

als wesentliche Wirkungspfade, welche zu ökologischen Zustandsdefiziten führen.

3.4.1 Feinsedimente und Abfiltrierbare Eststoffe (AFS_{fein} , Schwebstoffe): Quellen, Senken und Wirkungspfade

Feinsedimente/Sedimentfallen. Wie die Ergebnisse Messungen zur Feinsedimentbelastung der Gewässersohle („Sedimentfallen“) zeigen, überschreiten die Anteile der Feinsedimente < 2 mm ab dem Stadtgebiet ($< \text{km } 55$) in den Wintermonaten den Orientierungswert der Lachslaichgewässer-Studie [3] von $< 10\%$ für Feinsedimente < 2 mm. Auch die Zielmarke von $< 15\%$ für die Fraktion $< 6,3$ mm wird überschritten (Abb.16). Dies gilt allerdings ebenso für den Mündungsbe- reich des Eifgenbachs – „sehr guter ökologischer Zustand“ der Fischfauna!

Auch wenn die Versandung der Gewässersohle im Stadtgebiet deutlich zunimmt, werden keine kritischen Versandungsgrade („embeddedness“) für das Makrozoobenthos erreicht [21].

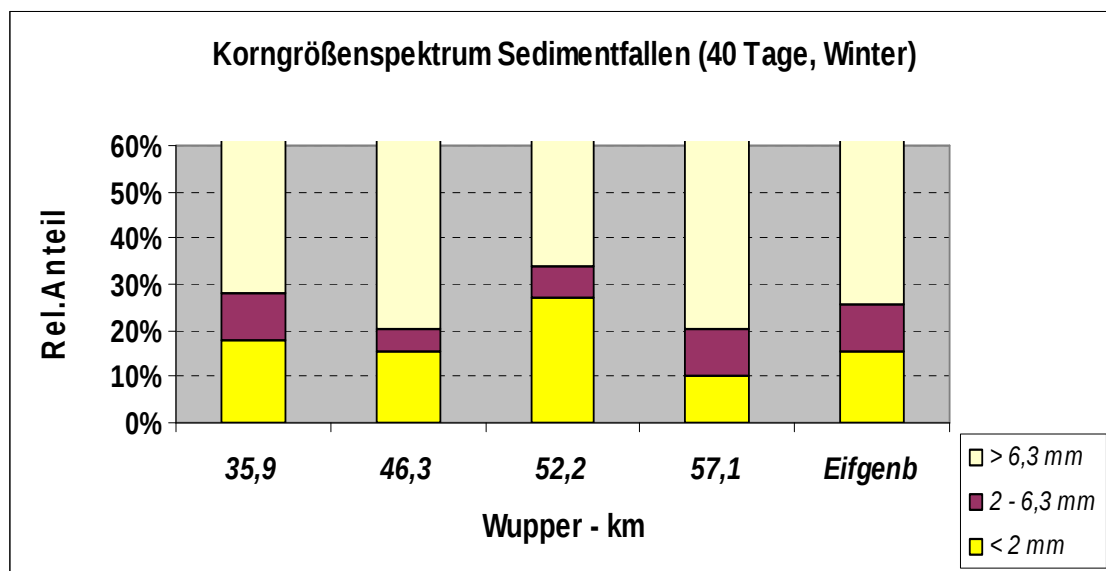


Abb. 16. Korngrößenverteilung der Sedimentfallen-Einträge [3] in Wupper und Eifgenbach

Abfiltrierbare Feststoffe (AFS_{fein}, Schwebstoffe). Lassen die Ergebnisse der **diskreten AFS-Messungen** im Wasserkörper der Unteren Wupper (n = 40-60 Messungen) zunächst kaum einen Längsgradienten der Konzentration noch Überschreitungen der Basiskennwerte (Abb.17, 90-Perzentil) AFS < 25 mg l⁻¹ erkennen [3], so weisen die

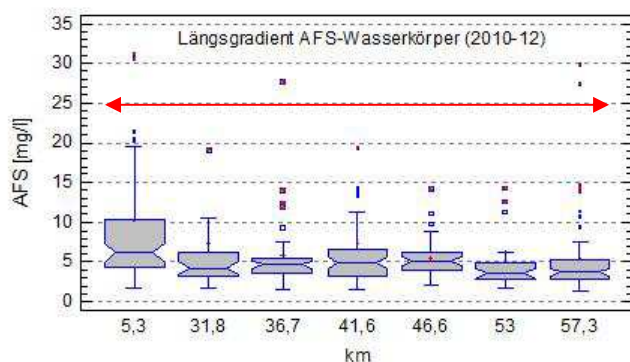


Abb.17. Ergebnisse diskreter AFS-Messungen im Wasserkörper der Wupper (2010-13)

kontinuierlichen Trübungsmessungen oberhalb (Laaken, km 57) und unterhalb des Stadtgebiets (Rutenbeck, km 41,6) deutlich den Einfluss des Stadtgebiets aus.

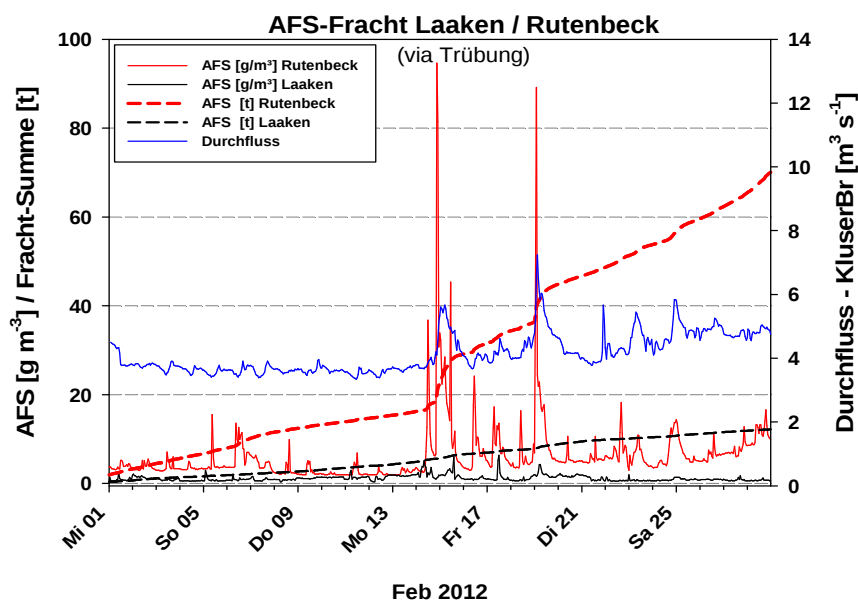


Abb.18. AFS-Konzentrationen und –Frachtsummen im Februar 2012 an den Messstationen Laa-ken (km 58) und Rutenbeck (km 42) basierend auf kontinuierlichen Trübungsmessungen

Quellen. Das Auftreten von Trübungsspitzen nach Passage des Stadtgebiets (Rutenbeck) – insbesondere in Verbindung mit Niederschlagsereignissen auch bei nur geringen Pegelanstiegen (Abb. 18) – macht deutlich, dass hier entsprechende AFS-Einträge ihren Weg via ‚grauen‘ Eintragspfad aus dem Stadtgebiet (Abb.24) in die Wupper finden. Entsprechend ist die anhand der TE/F-Messungen kalkulierte AFS-Monatsfracht in Rutenbeck gegenüber Laaken deutlich erhöht (Abb.18).

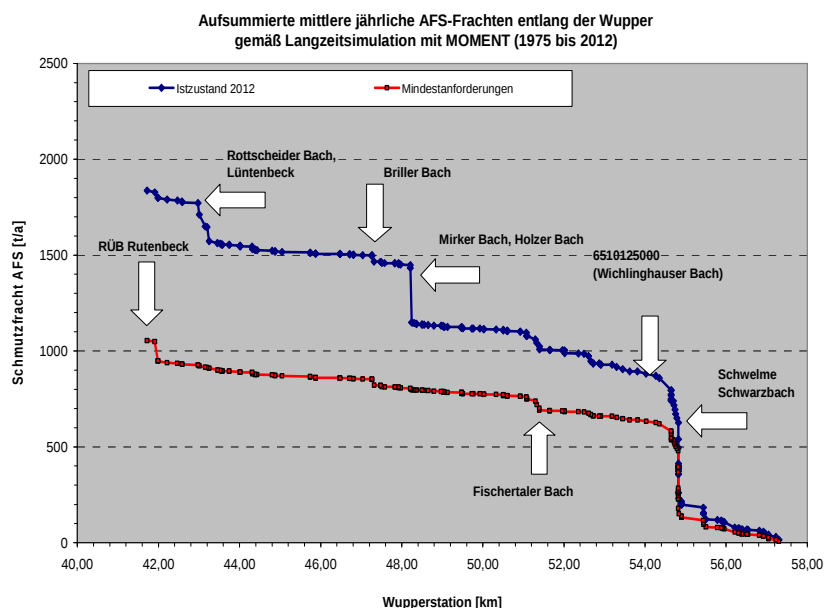


Abb.19. Modellbasierte Ermittlung der mittleren jährlichen AFS-Frachtsummen entlang der Wupper (Daten Fa. Pecher)

Die AFS-Haupteinträge aus dem „grauen Pfad“ des Stadtgebiets erfolgen aktuell (bis 2012!) in erster Linie über die Schwelme (km 55) und den Mirker Bach (km 48) (Abb.19), wie modellbasierte Abschätzungen (Ing. Büro Pecher) zeigen. Im Szenario Mindestanforderungen sind die AFS-Einträge deutlich reduziert, am deutlichsten sichtbar nach der geplanten Sanierung des Eintragspfads Mirker Bach ab 2013.

Eine Auswertung der diskreten AFS_{fein} -Konzentrationsmessungen im Wasserkörper zeigt, dass bei Basisabflüssen ($< 6 \text{ m}^3/\text{s}$; $n = 8-15$ / Monat und Messpunkt) die Monatsmittel der AFS_{fein} -Konzentrationen nicht nur parallel zum Längsgradienten der Eutrophierung von Laaken nach Rutenbeck / Kohlfurth steigen, sondern zudem einer Jahresdynamik mit niedrigen Winter- und hohen Sommerkonzentrationen folgen (Abb.20). Wie Untersuchungen zur Qualität der AFS (C/N-Gehalt, anorg. Anteil; mikroskopisches Bild) zudem zeigen, entstammen die AFS bei Basisabflüssen überwiegend gewässerinternen (autochthonen) Quellen (Abb.24, „grüner“ Pfad).

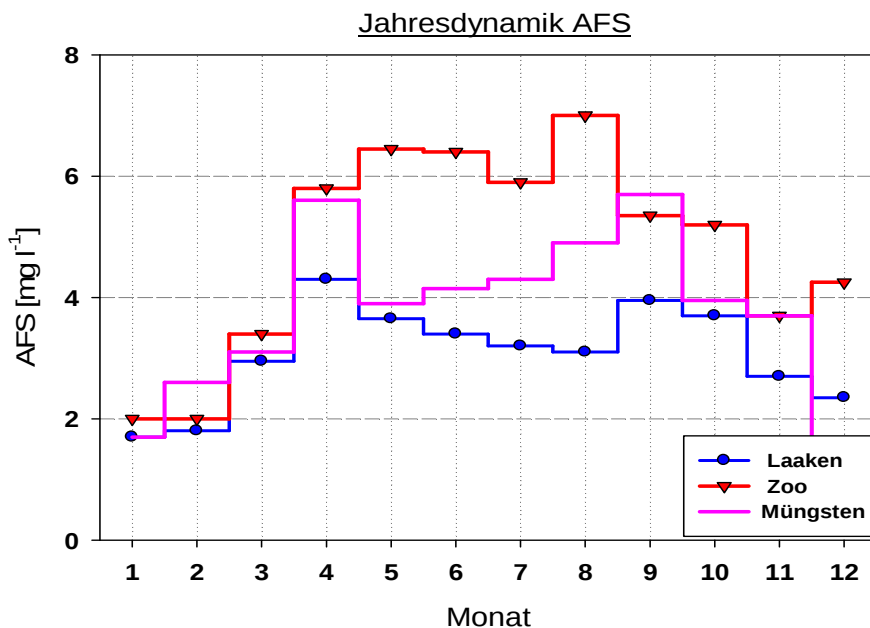


Abb.20. Jahresdynamik der Monatsmittel AFS_{fein} -Konzentrationen im Wasserkörper (2006-12) bei Basisabflüssen ($< 6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)

Wirkungspfade. Die Ergebnisse unserer Schwermetalluntersuchungen an Feststoffen ($< 0,06 \text{ mm}$ aus Sedimentfallen) zeigen, dass mit Passage des Stadtgebiets ein deutlicher Anstieg der schwebstoffgebundenen Kupfer- und Zinkkonzentrationen erfolgt (Abb.21).

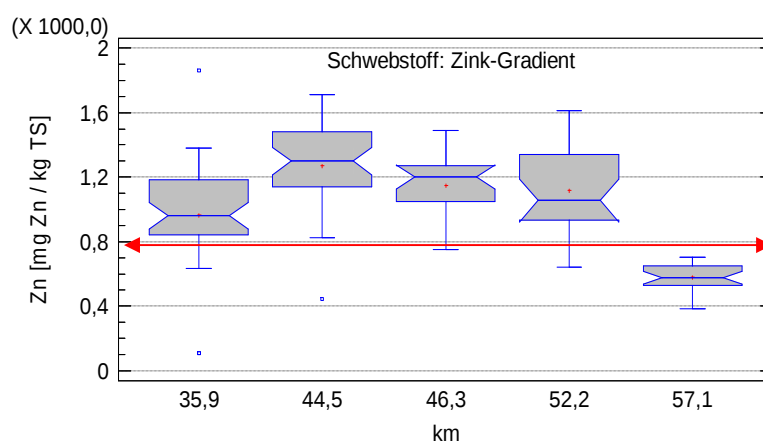


Abb.21. Zink-Konzentrationen in Schwebstoffen (aus Sedimentfallen)

Insbesondere die bei sommerlichen Basisabflüssen ereignisgesteuert auftretenden AFS_{fein} - Einträge aus dem Stadtgebiet werden bei nur geringen Abflusserhöhungen (in naturnahen Abschnitten treten erhöhte Feststoffkonzentrationen i.d.R. mit deutlich erhöhten Abflüssen auf!)

von den auf den Steinen der Deckschicht im Stadtgebiet wachsenden Biofilmen ausfiltriert (Abb.22,23).

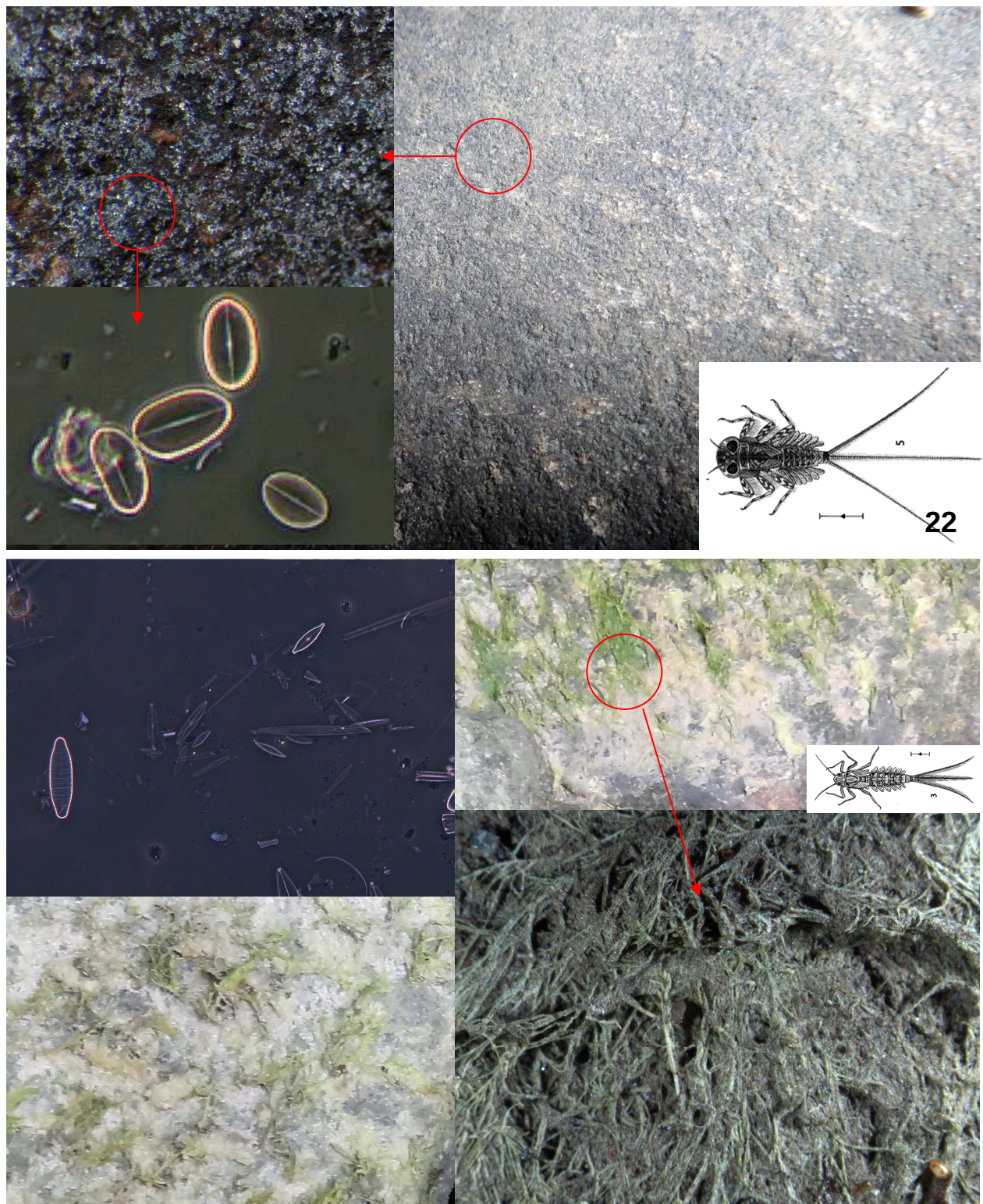


Abb.22 23. Qualität und Quantität sommerlicher Biofilm-Bildungen in Laaken (22) und Rutenbeck (23) unterscheiden sich deutlich – trotz vergleichbarer P-Verfügbarkeit ($25-30 \mu\text{g P}_{\text{gel. l}^{-1}}$)

Einhergehend mit den in den Biofilmen sich akkumulierenden Fest-/Schadstoffen sinkt die Nahrungsqualität der Biofilme im Stadtgebiet – in der Folge sinkt der Beweidungsdruck durch das MZB auf die Biofilme:

Die Aufwuchsdichten nehmen auf den Steinen der Deckschicht als Ergebnis der standortfixierten C-Produktion (Trophie) bei vermindertem (dereguliertem) Beweidungsdruck zu. „Loosely attached“ und eigenbewegliche Kieselalgen (*Diatoma*, *Navicula*, *Nitzschia*, etc.), welche sich einer Feinsedimentbedeckung ebenso, wie der Beschattung durch einen Fadenalgenüberwuchs aktiv entziehen können, gewinnen gegenüber den „adnanten“ (beweidungsresistenten, unbeweglichen) Kieselalgen (*Cocconeis*) an Bedeutung (Abb.22,23) [11]. Sensitiven Heptageniden (*Ecdyonurus*) wird der Lebensraum entzogen [17] – der Beweidungsdruck reduziert sich.

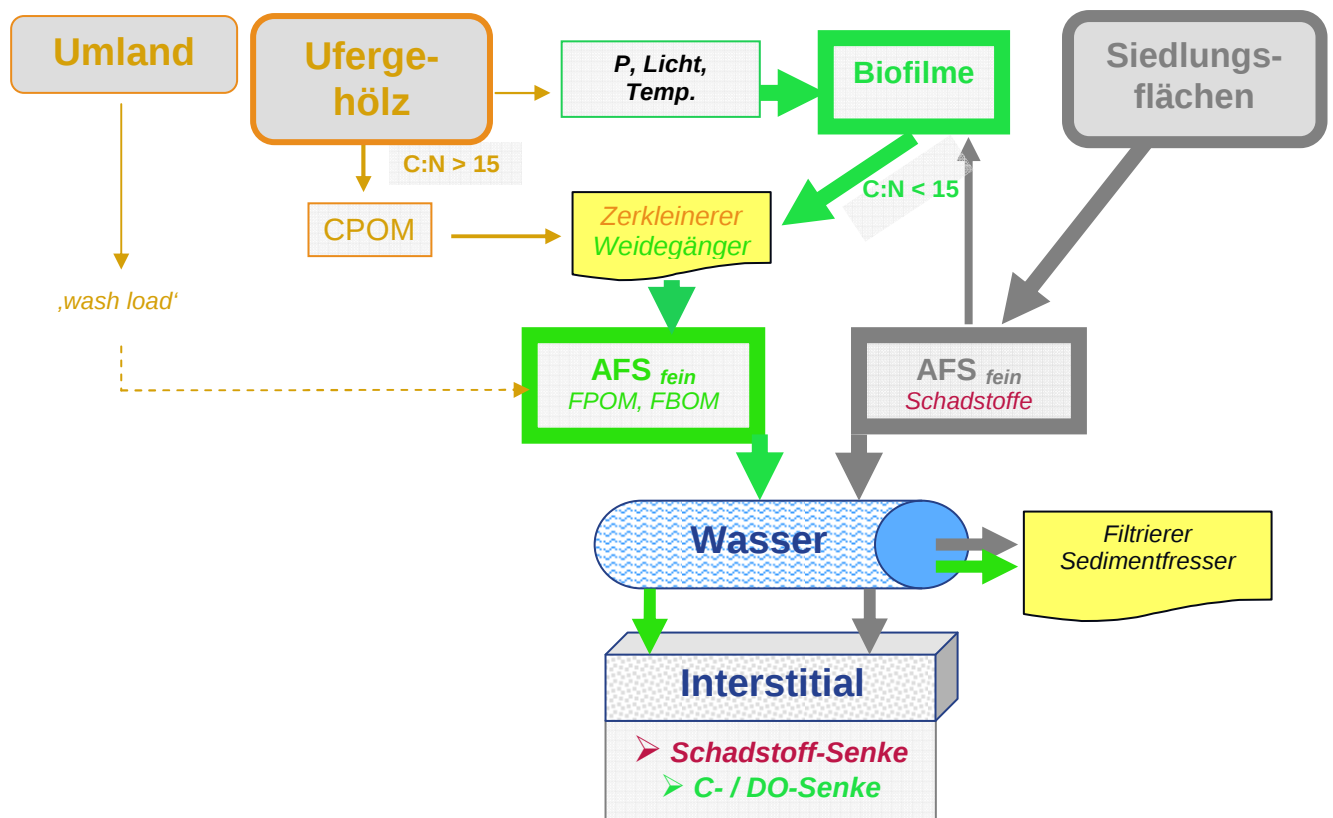


Abb. 24. Eintrags- und Wirkungspfade von AFS_{fein} (Abfiltrierbare Stoffe) in die Untere Wupper (CPOM grob partikuläres, FPOM feinpartikuläres org. Material; DO Sauerstoff, C Kohlenstoff, N Stickstoff, P Phosphor))

Im Ergebnis zeichnet sich ab, dass die AFS weder einen einheitlichen Eintrags- noch Wirkungspfad haben (Abb.24). Dabei zeichnen

⇒ nur kontinuierliche TE-Messungen ein realistisches Bild der AFS_{fein} –Belastungen.

- ⇒ Insbesondere in Verbindung mit Niederschlagsereignissen gelangen schadstoffhaltige AFS ereignisbezogen und vielfach entkoppelt von entsprechenden Abflusserhöhungen aus dem Stadtgebiet via „grauen“ Eintragspfad in die Untere Wupper. Deren Wirkungspfad erstreckt sich von Schadstoffanreicherungen im Schwebstoff (Ökochemie, Abb.21) bis zur Verminderung der Nahrungsqualität der Biofilme für das MZB. Eine Kolmation der Gewässersohle ist derzeit nicht nachweisbar [3] (s. Kap. 3.2.2.3.).
- ⇒ Bei Basisabflüssen steuert die gewässerinterne biogene AFS *fein*-Produktion („grüner“ Pfad) die AFS-Verfügbarkeit und das FPOM-Nahrungsangebot für viele Arten des Makrozoobenthos im Wasserkörper der Wupper.

3.4.2 Struktur der Gewässersohle

Die Struktur der Gewässersohle ist im Wesentlichen das Resultat der Abfluss- und Feststoffdynamik. Als Fluß des Rheinischen Schiefergebirges steht der Wupper im Vergleich zu alpinen Flüssen ein nur sehr geringes („angebotslimitiert“) plattiges Geschiebeangebot zur Verfügung.

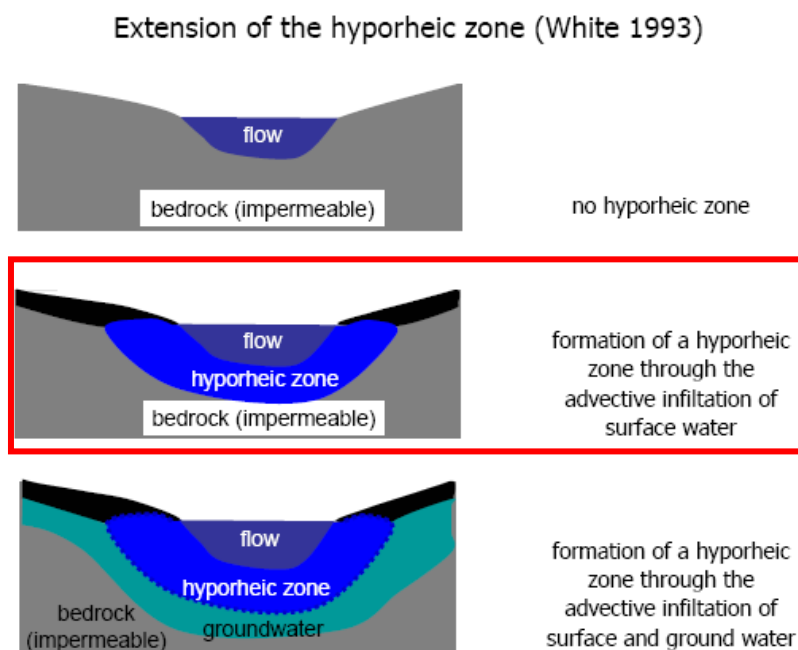


Abb. 25. Unterschiedliche Ausprägungen des hyporheischen Interstitials [5]
(Wupper rotes Rechteck)

Wie Feldaufnahmen zeigen, weist die Sohle der Unteren Wupper im gesamten Mittelgebirgsraum eine grobplattige Deckschicht aus. Lediglich winterliche Hochwässer von $> 60-80 \text{ m}^3 / \text{s}$ sind in der Lage, die Deckschicht der Gewässersohle lokal aufzubrechen und eine kurzzeitige „Dekolmation“ herbeizuführen. Somit verfügt die Wupper über eine stabile („tote“) Sohle. Un-

terhalb dieser grobpfälstrigen Deckschicht (> 80 mm) befindet sich eine aus Grobsanden und Feinkiesen bestehende Unterschicht, welche von einer tonig-lehmigen impermeablen („kolmatierten“) resp. felsigen Grundsicht des Schiefergebirges abgedichtet wird [4]. Im Bereich des Mittelgebirges besteht keine Anbindung an den Grundwasserleiter (Abb.25).

Insgesamt scheint die Unterschicht aufgrund ihrer Substratzusammensetzung (Grobsand, Feinkiese) nur wenig geeignet, um als Refugialraum für Jungfische und / oder aquatische Insekten zu dienen. Vermutlich übernimmt die Deckschicht diese Funktion. Damit sind klassisch Modelle, wie sie an kiesgeprägten Flüssen des Alpenvorlandes erarbeitet wurden, nicht oder nur bedingt auf das Einzugsgebiet der Wupper übertragbar.

3.4.3 Funktionsfähigkeit der Gewässersohle (Interstitial)

Der gängigen und allgemein akzeptierten Vorstellung nach wird die Kolmation des Kieslückensystems („Interstitial“) in Salmonidengewässern – auch des Rheinischen Schiefergebirges - vorwiegend abiotisch gesteuert [3,13]:

Hohe AFS-Konzentrationen während Hochwasserereignissen, die als Kurzzeitkomponente der Kolmation große Mengen an Feinsedimenten und organischen Substanzen in die Gewässersohle eintragen (Sedimentfallen!), rufen eine innere Kolmation (Verminderung der Sedimentdurchlässigkeit – Sohlpermeabilität!) hervor, in deren Folge die Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial sinken. Darüber hinaus wird die Lebensraum-/Habitatfunktion des Kieslückensystems („Lückengröße“) beeinträchtigt.

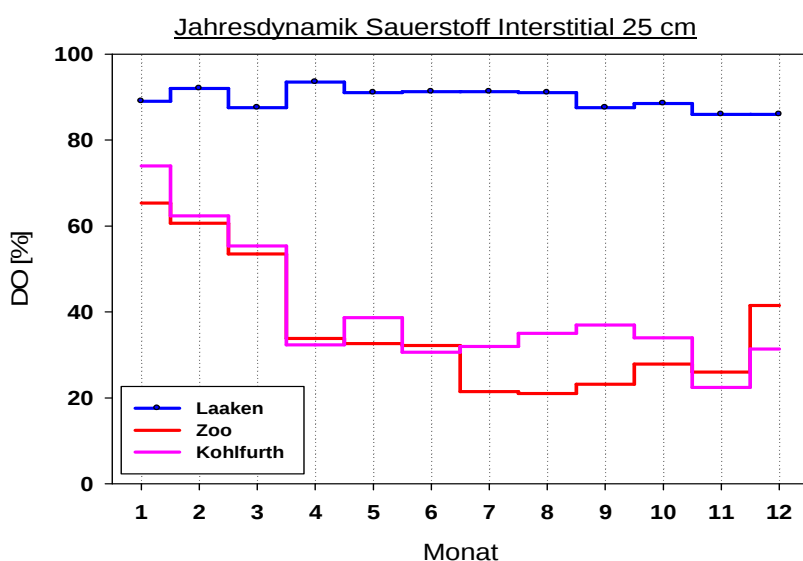


Abb.26. Jahresdynamik der mittleren Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial in 25 cm Tiefe (Monatsmittel der Jahre 2010-12)

Somit ist aufgrund der Kombination aus „Sohlpflasterung“ (Geschiebedefizit!) und erhöhten FS / AFS_{fein}-Einträgen (Abb.16,17) im urbanen Längsgradienten der Wupper a priori eine abiotisch gesteuerte Zunahme der Kolmation, messbar als Verringerung der Sohlpermeabilität und Abnahme der Sauerstoffkonzentrationen des Interstitials im Einklang mit gängigen Vorstellungen zu erwarten. Tatsächlich sinken an den Messpunkten Laaken (km 57), Zoo (km 42) und Kohlfurth (km 36) die im Interstitial gemessenen Sauerstoffkonzentrationen parallel zum FS /AFS - Längsgradienten (Abb.26).

Betrachtet man allerdings die Ergebnisse der direkten Messungen zur Sohlpermeabilität anhand der zeitlichen Phasenverschiebung kontinuierlicher Temperaturaufzeichnungen in 0 und 25 cm Tiefe, so ergeben sich im Jahresmittel vertikale Austauschgeschwindigkeiten, die sich an den einzelnen Messstellen kaum unterscheiden, nur geringfügig im Jahresverlauf schwanken (und somit kein Erklärungspotenzial für die Unterschiede bei den Sauerstoffkonzentrationen bieten) und an allen Messpunkten deutlich unter den Forderungen nach $> 1 \text{ m h}^{-1}$ für Lachslaichgewässer [3] liegen (Abb.27).

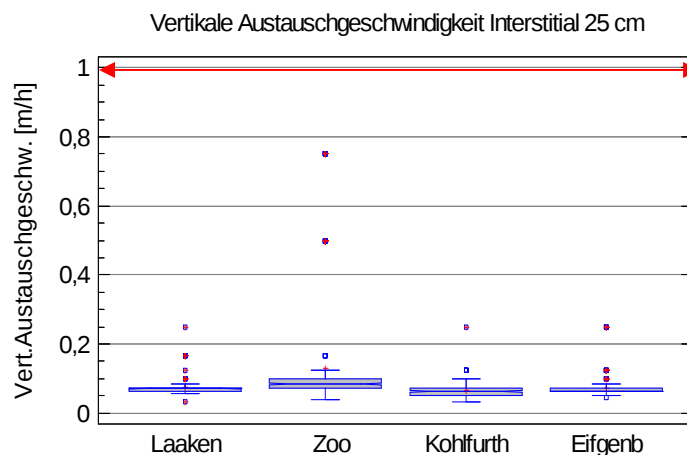


Abb.27. Jahresmittel der vertikalen Austauschgeschwindigkeit (~ Sohlpermeabilität) 0-25 cm

Somit sind weder nennenswerte lokale noch saisonale Unterschiede im Sauerstoffangebot des Interstitials aufgrund von Unterschieden der Sohlpermeabilität zu erwarten. Würde die abiotische (mechanogene) Kolmation den Sauerstoffhaushalt nennenswert steuern, wäre insbesondere in den Sommermonaten (bei fehlender Dekolmation) eine deutliche Abnahme der Sohlpermeabilität einhergehend mit einer Sauerstoffkonzentrationsabnahme zu erwarten – nicht aber die Ausbildung eines sommerlichen Sauerstoff-Plateaus (Abb.26). Ebenso würde der Eifgenbach – dessen

Sauerstoffdynamik jener von Laaken gleicht – aufgrund der Sedimentfallen-Ergebnisse (Abb.16) ein deutliches kolmationsbedingtes Absinken der Sauerstoffkonzentrationen erwarten lassen, liegt aber in seiner Sauerstoffverfügbarkeit im Bereich der Wupper bei Laaken (km 57,1).

Im Ergebnis zeigt sich, dass

- ⇒ die Hypothese eine abiotischen (mechanogenen) Steuerung des Sauerstoffhaushalts im Interstitial für die Gewässer im Einzugsgebiet der Wupper nur wenig Erklärungspotenzial besitzt
- ⇒ die geringe Sohlpermeabilität nur sehr eingeschränkt auf anthropogene AFS-Belastungen („grauer“ Pfad) rückgeführt werden kann
- ⇒ die geringen Sohlpermeabilitäten und „Lückengrößen“ der Gewässersohle eher naturräumliche Gegebenheiten spiegeln.

Demgegenüber zeigt ein Vergleich der Messpunkte Laaken, Eifgenbach und Dhünn (alle oligo-/mesotroph) mit den Messpunkten Rutenbeck / Kohlfurth (eutroph), dass Unterschiede im C-Haushalt / Ökosystemstoffwechsel und der C-Eintrag über den „grünen“ Pfad ein hohes Erklärungspotenzial für den Sauerstoffhaushalt der Gewässersohle beinhalten (Abb.28):

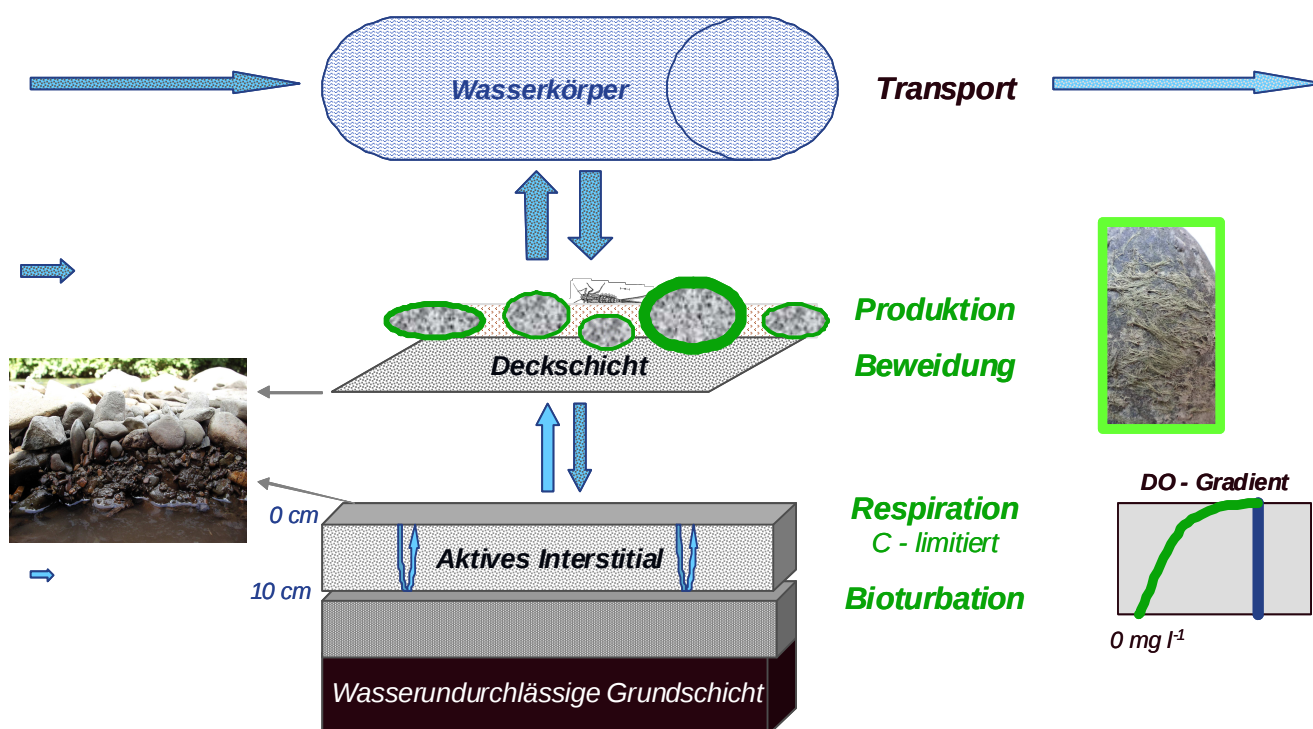


Abb.28. Konzeptionelles 3-Kompartimente-Modell einer biotischen Steuerung des Sauerstoffhaushalts im Interstitial

Die Bioaktivität in und auf der stabilen Deckschicht führt mit Beginn der Vegetationsperiode und während der sommerlichen Niedrigwasserphase zu einer C-(AFS)-Anreicherung in / an der strömungsberuhigten Deckschicht. Damit erhöht sich der C-(FPOM)-Eintrag in das Interstitial (und in den Wasserkörper! (Abb.20) – die Respirationsraten steigen – die Sauerstoffkonzentrationen sinken (bei unveränderter Permeabilität) auf ein sommerliches Plateau, welches mit der biogenen Dekolmationsrate durch die grabende / wühlende Meiofauna in ein Gleichgewicht gerät. Gesteuert wird die Saisonalität, die Dichte und Struktur der Biofilme (Abb.22,23) auf der Deckschicht während der Sommermonate vornehmlich durch die „gepulsten“ AFS-Einlagerungen aus dem „grauen“ Pfad (Abb.18) und die damit einhergehend (verringerte) Beweidung des Makrozoobenthos aufgrund der verringerten Nahrungsqualität („top-down“) – nicht aber durch das P-Angebot („bottom-up“).

Entsprechend dem Modell einer biotischen Steuerung der Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial bergischer Fließgewässer sollte sich in der Vegetationsperiode nicht nur der partikuläre organische Kohlenstoff POC-Eintrag in das aktive Interstitial – sondern auch die POC / AFS-Konzentrationen – im Wasserkörper erhöhen (Abb.19).

Im Ergebnis zeigt sich, dass

⇒ das C-Angebot im Wasserkörper (AFS_{fein} bei Basisabflüssen) ebenso wie

⇒ die Sauerstoffverfügbarkeit im hyporheischen Interstitial

mit der Raum-Zeit-Dynamik der Bioaktivität korreliert und

⇒ der **Sauerstoffhaushalt im Interstitial** primär einer **biotischen Steuerung** (Ökosystemstoffwechsel ~ „Eutrophierung“) unterliegt

Ebenso ist die direkte Beeinträchtigung der strukturellen Integrität (Habitat-/Lebensraumfunktion) des Interstitials aufgrund von Feinsediment- / AFS-Einträgen eher gering, erlaubt doch die naturräumliche Substratzusammensetzung aus Grobsand-Feinkiesen mit ihren ohnehin „kleinen“ Lückengrößen nur die Besiedlung durch eine Mikro-/Meiofauna und damit die Übernahme mikrobiologischer Funktionen des Interstitials. Folgerichtig zeichnen die vertikalen Sauerstoffprofile im Interstitial der eutrophierten Gewässerabschnitte eine heterograde Kurve nach (Abb.28), wie sie sich im Interstitial großer Flüsse in den Randbereichen findet, wo die Austauschraten herabgesetzt sind [14].

Die Besiedlung der Deckschicht mit Fadenalgen (*Cladophora*) als Ergebnis einer deregulierten Beweidungsintensität durch die AFS_{fein} hingegen beeinträchtigt die strukturelle Integrität (Habitat-/Lebensraumfunktion) für sensitive Heptageniden [17] durchaus.

4 Diskussion, Synthese und Sanierungsstrategie

Neben Veränderungen im Nahrungsangebot, zeichnen nach dem River Continuum Concept Veränderungen im Temperaturregime als Treiber einer naturgemäß im Längsgradienten von Fließgewässern auftretenden „Potamalisierung“ der MZB/Fisch-Artenstruktur verantwortlich. Somit lassen sich

⇒ Veränderungen in der Artenstruktur

der poikilothermen Tiere (Makrozoobenthos, Fische: Abb.6-8) als „direkte“ Reaktion der aquatischen Biozönose auf den in Fließgewässern auftretenden thermischen Längsgradienten einordnen [21,22].

Abwärmebedingt finden gewässertypspezifische Arten des ‚Potamals‘ somit bereits im ‚Hyporhithral‘ der Unteren Wupper ein geeignetes thermisches Umfeld (Kap.3.3.1). Folgerichtig findet sich referenzbasiert eine Gewässertyp unspezifische Fauna ein (*Was fehlt der Unteren Wupper („Krankheitsbild“)?*). Mit Blick auf die Rückführung der „Potamalisierungsdefizite“ der Artenstruktur leitet sich folgerichtig für das **Temperaturregime** die Einhaltung einer **Zielkurve der Äschenregion** (Hyporhithral) ab (Abb.29).

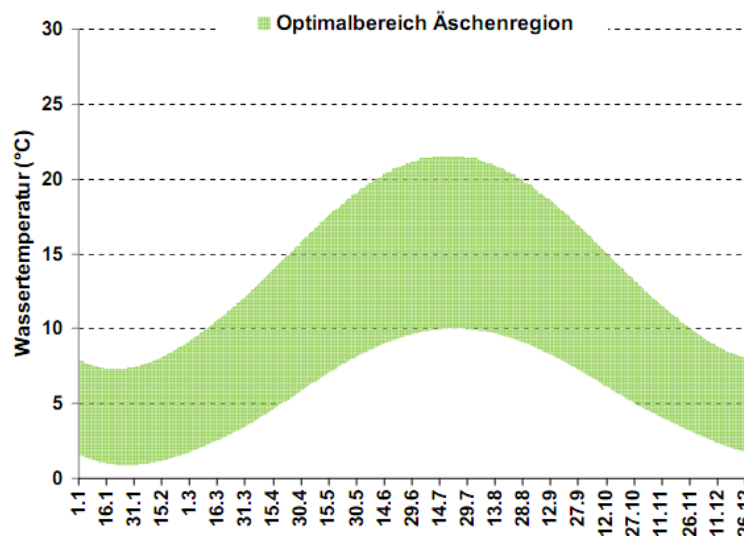


Abb.29. Temperaturzielkurve für den guten ökologischen Zustand eines Mittelgebirgsgewässers der Äschenregion (Hyporhithral) [6]

Neben den direkten Wirkungen des Temperaturregimes (über individuelle Wachstumsraten, Schlupf- und Entwicklungszeiten, etc.) auf die Artenstruktur intensiviert ein erhöhtes Temperaturregime auf ökosystemarer Ebene die Produktions- und Respirationsprozesse und verändert somit die typspezifische Funktionsfähigkeit. Wie die Ergebnisse des IMF Untere Wupper zeigen, durchlaufen die Produktions- („Eutrophierung“) und Respirationsprozesse im Längsgradienten

der Wupper bereits am Ende des Stadtgebiets - parallel zur Erhöhung des Temperaturregimes und im Bereich des höchsten ökologischen Zustandsdefizits - aber entkoppelt vom Phosphor-Längsgradienten - ein Maximum. Einhergehend damit verändert sich nicht nur das C-Ressourcen- sondern auch das Mikrohabitatangebot (Abb.22,23). Da die Qualität des verfügbaren C-Ressourcen-/ Energieangebots neben dem Habitatangebot (Abb.30) entscheidend für die Entwicklung einer gewässertypspezifischen MZB-Artenstruktur ist [12,17], kommt der Einstellung der

⇒ **Qualität und Quantität des C-Ressourcenangebots auf ein gewässertypspezifisches (oligotrophes) Niveau (~ Laaken)**

eine Schlüsselstellung für die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands zu.

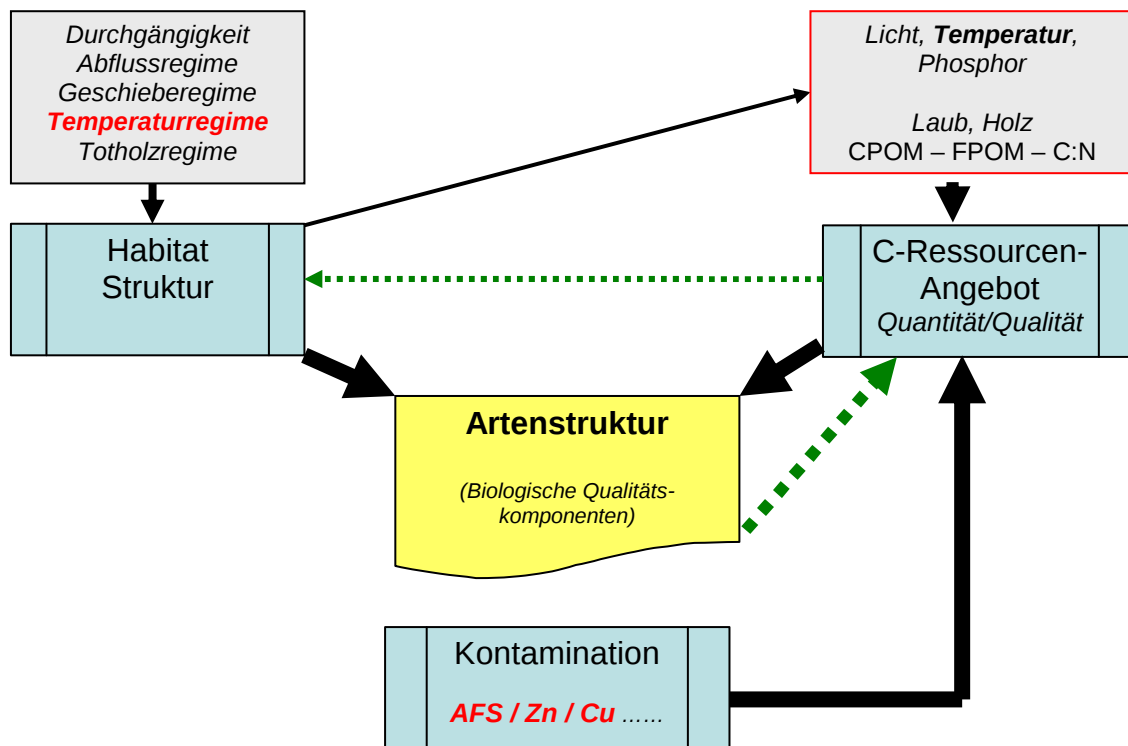


Abb. 30. Prozessorientiertes Systemmodell zur Kausalanalyse des ökologischen Defizits (CPOM Grob partikuläres -/FPOM Fein partikuläres org. Material, AFS Abfiltrierbare Stoffe)

Wurde das gewässertypspezifische C- Angebot der Unteren Wupper in früheren Jahren durch den heute sanierten Abwasserpfad gestört („Allo-Saprobie“), so prägt aktuell im Wesentlichen der sich im urbanen Längsgradienten verändernde C-Eintrag aus einer erhöhten Algenproduktion (Eutrophierung) die Qualität und Quantität des Ressourcen-Angebots. Folgerichtig bleibt die Frage,

➤ **Wer oder was treibt die Eutrophierung im urbanen Längsgradienten?**

Wie die Betrachtungen zur Phosphorverfügbarkeit zeigen, bietet die **weitergehende P-Bewirtschaftung kein realistisches Handlungspotenzial** („bottom-up“-Kontrolle) [9]. Auch die Verbesserung der Beschattung durch Uferrandvegetation (Lichtangebot) eröffnet an der Unteren Wupper nur geringe Handlungspotenziale [15]. Sowohl aus Modellbetrachtungen wie auch aus experimentellen Ansätzen zeigt sich, dass der Artenstruktur und Populationsdichte des MZB eine Schlüsselstellung für die „top down“-Kontrolle (ÖSD = Ökosystemdienstleistung) der Algenproduktion (= Trophie) in der Wupper zukommt. Gleichzeitig beeinflussen die aus der erhöhten Algen-C-Produktion hervorgehenden „Sekundärbelastungen“ die MZB-Artenstruktur ebenso wie den Sauerstoffhaushalt des Interstitials. In der Gesamtbilanz dieser prozessual-funktionalen Störungen manifestiert sich eine Eutrophierung als Ausdruck tiefgreifender Veränderungen auf ökosystemarer Ebene (Abb.11). Folgerichtig muss es das Ziel sein, die Funktionsfähigkeit des MZB auf dem Niveau Laaken zu stabilisieren und die damit einhergehenden System stabilisierenden **ÖSD zu (re)aktivieren** [9, WV: Ökosystemstoffwechsel].

Wie unsere bisherigen Ergebnisse zeigen, erfolgt sowohl die Intensivierung des Ökosystemstoffwechsels („Eutrophierung“) wie auch der Einbruch im Sauerstoffhaushalt des Interstitials, bereits oberhalb der Abwärmeeinleitung der HKW Elberfeld (km 45), im Bereich der Pestalozzi-Str. (km 46 (Abb.11). Die „Ökochemie“ reagiert bereits in Barmen (Abb.21). Damit rücken die „grauen“ AFS-Einträge über den Wirkungspfad der Nahrungsqualität als Treiber ins Zentrum der Betrachtungen (Abb.29,31). Aufgrund der Freilandergebnisse – gestützt durch experimentelle Befunde und Literaturrecherchen [17] – bietet sich aktuell die Arbeitshypothese an, dass die sich

- ⇒ in den Biofilmen akkumulierenden AFS_{fein}-Einträge aus dem „grauen“ Eintragspfad die
 - Qualität des C-Ressourcenangebots verschlechtern (Abb.22,23).

und damit zur Deregulierung der Beweidungsintensität durch das MZB beitragen (Abb.31, grüner gestrichelter Pfeil). Derzeitigem Kenntnistand entsprechend, müssen wir davon ausgehen, dass

- ⇒ die **AFS-Einträge** aus dem „grauen“ **Eintragspfad** via Wirkungspfad „Nahrungsqualität“ eine **Schlüsselrolle für die Reaktivierung der ÖSD** [17] einnehmen und in Kombination mit
 - ⇒ dem **Temperaturregime**

Schlüsselfaktoren der Eutrophierung / Potamalisierung im urbanen Längsgradienten sind. Schlussendlich sind die Veränderungen in der Artenstruktur des Makrozoobenthos und des Phy-

tobenthos / Kieselalgen, ebenso wie die Defizite der Funktionsfähigkeit der Gewässersohle (Sauerstoffverfügbarkeit), überwiegend Facetten des gleichen Problems, einer funktional-prozessualen Störung des C-Haushalts (Gewässergüte „sensu stricto“).

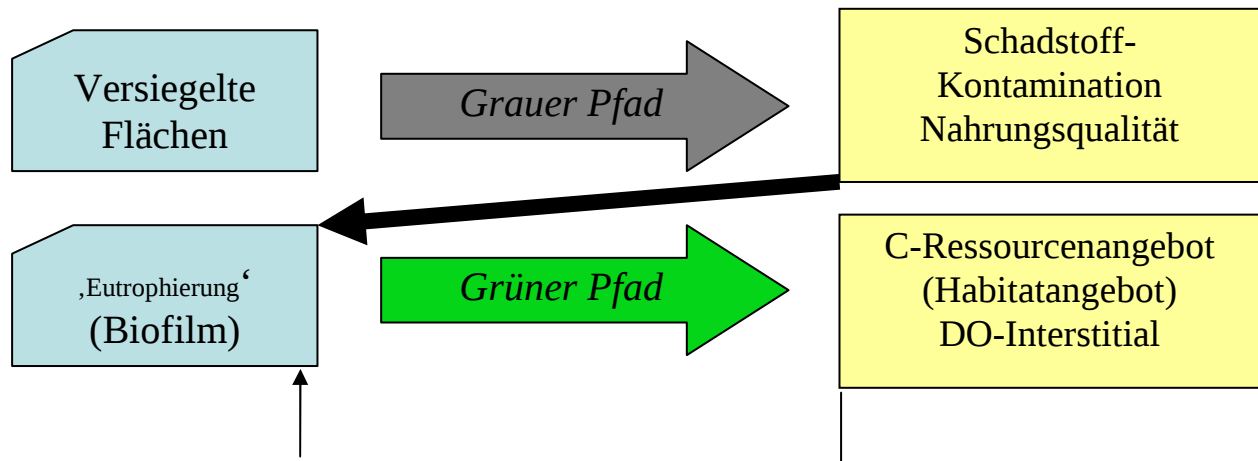


Abb.31. AFS (Abfiltrierbare Stoffe): Quellen und Wirkungspfade

Während eine Zielkurve für das „gute“ Temperaturregime (Abb.28) noch ableitbar ist, ist ein **Zielwert für die AFS-Belastungen** aus ‚grauen‘ Eintragspfaden – zumindest mit Blick auf den Wirkungspfad der Nahrungsqualität - **nur schwer formulierbar**. So ist für den Wirkungspfad „Nahrungsqualität – Makrozoobenthos – Qualität und Quantität der Biofilme“ bisher weder eine Aussage über die Reichweite („Strahlwirkung“) noch den erforderlichen AFS-Reduktionsumfang möglich. Da insbesondere Zeitpunkt, Häufigkeit und Dauer der Belastungsereignisse in Kombination mit den aktuellen Abflussverhältnissen bedeutsam für die Wirkung sind, fehlen die Voraussetzung für die Ableitung eines belastbaren Grenz- resp. Orientierungswerts. So sind AFS-Spitzen in Kombination mit winterlichen Hochwässern – im Gegensatz zu sommerlichen Gewitterereignissen mit Basisabflüssen - als eher unproblematisch einzustufen. Ob die ab 2013 geplanten Verminderungen der AFS-Frachten aus dem Mirker Bach (Abb.19) die Reaktivierung der ÖSD mittelfristig erlauben, bleibt abzuwarten

Eine Verbesserung der Sauerstoffversorgung des Kieslückensystems / Interstitial ist bisherigem Kenntnisstand zufolge ebenfalls nur über eine Sanierung des „grauen“ AFS-Eintragspfads indirekt via Wirkungspfad der Nahrungsqualität und die Reduktion des sich hieraus ableitenden „grünen“ Pfads möglich (Abb.24), da sich die Sauerstoffversorgung des Kieslückensystems /

Interstitial mit Reaktivierung der ÖSD über die Rückführung der AFS-Einträge (C-Angebot) aus dem „grünen“ Pfad erwartungsgemäß verbessern wird.

(Anm.: Die derzeit bei Basisabflüssen ca. 1-2 jährlich erfolgende „Entschlammung“ der Wehranlage Buchenhofen sollte möglichst in die späten Herbstmonate – zeitlich kurz vor Einsetzen der winterlichen Hochwässer – gelegt werden.)

Darüber hinaus sind Maßnahmen zur Minderung der

⇒ **AFS_{fein} – Einträge aus „grauen“ Quellen** über den Wirkungspfad

➤ **Schadstoffkontamination**

zwecks Einhaltung der Umweltqualitätsnormen für die Cu, Zn-Konzentrationen im Schwebstoff (Ökochemie) unverzichtbar, soll der gute Zustand umgesetzt werden.

Da die Cu, Zn -Belastungen der Schwebstoffe oberhalb des Stadtgebiets im Bereich der UQN liegen, steht die Forderung im Raum, die schwebstoffgebundenen Cu, Zn - Konzentrationen aus dem ‚grauen‘ Eintragspfad des Stadtgebiets im Mittel auf eben dieses Konzentrationsniveau zu begrenzen, um eine weitere Konzentrationserhöhung zu vermeiden. Da die Überschreitung der UQN bereits mit Einleitung der Schwelme (km 55) ihren Ausgang nimmt und nachfolgend (vermutlich in Folge vergleichbarer Qualität der AFS-Einträge) gleichmäßig hoch bleibt, ist nicht damit zu rechnen, dass die Teilsanierung des Mirker Bachs hier zu einer nennenswerten Verbesserung der Ökochemie führt. Zudem, um die schwebstoffgebundenen Schadstoffkonzentrationen zu senken, ist eine Rückführung der AFS-Eintragsfrachten mit Blick auf die Umsetzung der UQN nur bedingt erfolgreich, müsste doch insbesondere auch die Qualität der AFS-Einträge aus dem „grauen“ Pfad verbessert werden, um die schwebstoffgebundenen Cu, Zn – Konzentrationen zu senken, da die Vorbelastung bereits im Grenzbereich der UQN liegt.

Die nachhaltige Renaturierung des pot. nat. **Habitatangebots („Strukturgüte“)**, insbesondere des Schlüsselhabitats Gewässersohle, kann nur durch Reaktivierung der die Strukturen bildenden und tragenden hydrogeomorphologischen Prozesse (Abfluss-, Geschiebe-, Totholzregime) in Verbindung mit den ökosystemaren Prozessen zur Rückführung der fadenförmiger Biofilme erfolgen. Da viele dieser Prozesse makro-skalig, d.h. auf der räumlich-hierarchischen Ebene des Einzugsgebiets generiert werden (Abfluss- / Geschieberegime) und Veränderungen an dieser Stelle vielfach aus sozioökonomischen Anforderungen heraus unrealistisch sind (Stadtgebiet, Wupper-T), ist das Handlungspotenzial begrenzt.

Tab.3. Prozessbasierter Sanierungs- und Entwicklungsansatz (vgl. Abb.27)

Sanierungsziel	Prozesse	Handlungspotenziale
Nahrungs- Ressourcenangebot C-Haushalt (Ökosystemstoffwechsel)	Temperaturregime Lichtangebot terrestrischer C-Eintrag Beweidung (MZB)	Heizkraftwerke Ufergehölz Entwässerung Stadtgebiete „grauer“ AFS -Pfad
Habitatangebot Physikalische Integrität	Geschieberegime Abflussregime Totholzregime Temperaturregime Beweidung (MZB)	Vernetzung Geschiebeangebot Transportkapazität Ufergehölz Talsperrensteuerung Heizkraftwerke „grauer“ AFS -Pfad
Kontamination (Ökochemie)		Niederschlagswasser „grauer“ AFS- Pfad
Biotische Stressoren	Entnahmen Besatz Fraßdruck	Fischerei Kormoran Signalkrebs

Als Mittelgebirgsfluss des Rheinischen Schiefergebirges ist die Wupper bereits im pot. nat. Zustand mit Blick auf das Geschieberegime als „angebotslimitiert“ einzuordnen, so dass es aufgrund selektiver Transportprozesse bei Hochwässern zu einer Vergröberung der Sohle („Sohlplasterung“) kommt. Hiermit verbunden ist die Ausbildung einer stabilen, für die Entwicklung von Biofilmen und als Lebensraum für das Makrozoobenthos geeigneten grobschottrigen Deckschicht. „Angebotslimitierten“ Gewässern mangelt es an geeigneten Laichsubstraten für Salmoniden. Dem steht allerdings ein vermindertes Mortalitätsrisiko durch Sohlbewegungen entgegen. Aufgrund der nur selten auftretenden Dekolmationsprozesse gilt dieser Sohltyp als kolmations-sensitiv.

Oberhalb des Stadtgebiets ist das ohnehin defizitäre Geschiebeangebot bereits durch Talsperren, Wehranlagen und Uferbefestigungen anthropogen bedingt vermindert. Im und unterhalb des Stadtgebiets verschärft sich die Situation durch die Erhöhung der Transportkapazität aufgrund der Einengung des Gewässerbetts, insbesondere zwischen km 56 und km 38 (dieser Bereich ist hmwbl! „sensu stricto“). Zudem mischt sich im Bereich Elberfeld verstärkt ein „Techno-Lithal“ in Kombination mit Sand in die Deckschicht ein.

Obwohl „Fischtreppen“ nicht die sich aus der Behinderung des Geschiebetransports durch Querbauwerke ergebenden Beeinträchtigungen lösen, kommt der Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit eine Schlüsselstellung für die Zielerreichung des guten Zustands zu.

Für eine Verbesserung der

⇒ Struktur und Funktionsfähigkeit des Lebensraumes Gewässersohle

ergeben sich (sehr beschränkte) Handlungspotenziale über die Entwicklung und Steuerung der **hydrogeomorphologischen Prozesse**. Dabei sind Maßnahmen zur

- Geschiebe(re)aktivierung und Minderung der Transportkapazität in Verbindung mit einer
- abgestimmten Saisonalität der Abflussdynamik (Talsperrenbetrieb)

zu betrachten („passives“ Strukturgütemanagement).

In diesem Prozess kommt der im Zuge winterlicher Hochwässer erkennbaren Aktivierung der Sohle eine zentrale Rolle für den „reset“ der Jahresdynamik zu (Wiederbelüftung Unterschicht, Abrieb von Biofilmen, winterliches AFS-Minimum bei Basisabflüssen). Gesteuert wird dieser Prozess durch die Überschreitung eines kritischen Schwellenabflusses im Bereich von ca. 50-80 m³/s (Pegel Kluser Brücke; genauere Daten werden ermittelt!). Zur Sicherung der hydrogeomorphologischen Funktionsfähigkeit der Sohle („reset“) sollte möglichst mit Beginn der winterlichen Hochwässer die kurzzeitige Überschreitung des hierzu erforderlichen kritischen Abflusswertes ermöglicht werden (Talsperrensteuerung!).

Für die Reaktivierung der ÖSD und somit die Verbesserung der ökologischen Gewässergüte „sensu stricto“ ist die Reaktivierung der die Gewässersohl-Struktur tragenden hydrogeomorphologischen Prozesse von eher untergeordneter Bedeutung. So erreichen Artenstruktur und Funktionsfähigkeit des Makrozoobenthos trotz defizitärer hydrogeomorphologischer Prozesse oberhalb des Stadtgebiets den „guten Zustand“ – verfehlen diesen aber bei mindestens vergleichbarer Sohlstrukturgüte (bewertet anhand der LAWA-Kriterien) unterhalb des Stadtgebiets deutlich. Andererseits führt die Reaktivierung der ÖSD (Beweidung, Sohldynamik) durch die Unterdrü-

ckung des Wachstums von „Fadenalgen“ zu einer strukturellen Verbesserung der Mikrohabitate und schafft somit eine wesentliche strukturelle Voraussetzung für die Zuwanderung sensibler aquatischer Insekten (Heptagenidae) [17].

Die Ausgestaltung der Uferrandvegetation gehört ebenfalls in den Rahmen einer Betrachtung zur Verbesserung des gewässertypspezifischen C-Ressourcenangebots (Beschattung, C-Eintrag). Als Zielgröße für die Ausgestaltung der Uferrandvegetation werden in der Fachliteratur Orientierungswerte von 70-80% der Fließlänge diskutiert [15], welche zumindest im Stadtgebiet nicht umsetzbar sind.

Bisher wenig beachtet sind die Wirkungen

⇒ „**biotischer Stressoren**“ [7,8]

Hier kommt der Bewirtschaftung von „Schlüsselarten“ für den Erhalt und die Einstellung der Artenstruktur der Fische und Makrophyten eine durchaus zentrale Position bei (eingeschränktem) Handlungspotenzial zu

- Fischerei, Kormoran
 - Fischbestände [8]
- und Signalkrebs
 - Makrophyten [7].

Ebenfalls kaum einschätzbar ist die **Reaktionsgeschwindigkeit** resp. Zeitverzögerung im Antwortverhalten des Systems Wupper auf etwaige Maßnahmen, wie unsere Ergebnisse deutlich machen. So zeichnen sich insbesondere bei den Modulen Saprobien-Index und Allgemeine Degradation weiterhin positive Trends ab (Abb.9,10), ohne dass es möglich ist, eine Sanierungsmaßnahme zeitnah und kausal zuzuordnen. So ist in Anbetracht der aktuellen Entwicklung (Abb.8) nicht auszuschließen, dass die Untere Wupper zumindest auf großen Abschnitten des hmwb - Stadtgebiets – ev. auch ab Müngsten und unterhalb – beim Makrozoobenthos den „guten Zustand“ auch ohne weitere Maßnahmen erreichen wird.

5 Fazit und Ausblick

Räumlich findet sich das größte ökologische Defizit im Streckenabschnitt Zoo (vor Einleitung der KA) bis etwas Müngsten (km32). Dabei manifestiert sich das dortige ökologische Kerndefizit in einer Potamalisierung / Eutrophierung, welche von der WRRL-konformen Methodik der Zustandsbewertung nicht als solche ausgewiesen wird. Die Eutrophierung ist Ausdruck einer tiefgreifenden Störung im funktional-prozessualen ökosystemaren Geschehen. Im Fazit zeigt die Diskussion der Ergebnisse, dass im Besonderen die Reaktivierung des Beweidungsprozesses der Biofilme durch das Makrozoobenthos und somit die Reaktivierung dieser Ökosystemdienstleistung (ÖSD) ein Schlüsselprozess zur Erreichung einer gewässertypspezifischen Funktionsfähigkeit (Eutrophierung) und Gewässergüte (Makrozoobenthos, Phytobenthos) ist. Des Weiteren ist eine deutliche Absenkung der schwebstoffgebundenen Cu, Zn-Konzentrationen (Ökochemie) ab dem Stadtgebiet zur Zielerreichung des guten ökologischen Zustands erforderlich. Der Weg hierin führt über eine Sanierung

⇒ der **AFS-Einträge** aus dem **grauen Pfad** und des **Temperaturregimes**.

Damit ist die Sanierung der öko-chemischen Defizite (Cu, Zn im Schwebstoff) im Wesentlichen zielkonform mit der Reaktivierung der ÖSD über die Rückführung der AFS-Einträge aus dem „grauen“ Pfad (Abb.30).

Für die Entwicklung der biologischen Qualitätskomponenten im Weiteren, insbesondere der Fischfauna, nimmt neben der Sanierung des Temperaturregimes die

⇒ Wiederherstellung der **Längsdurchgängigkeit**

eine Schlüsselposition ein. Ansonsten sind viele, sich aus der WRRL-Methodik ergebende Zustandsdefizite der biologischen Qualitätskomponenten (Makrophyten, Fische), nicht operationalisierbar, da diese „Indikatoren“ keine belastbaren Ursachen indizieren und vielfach durch „biotische Stressoren“ (Tab.3) strukturiert werden.

Auch nach Umsetzung aller Maßnahmen ist die Frage des **Wann? und Ob? der Zielerreichung** eines guten ökologischen Zustands großen Unwägbarkeiten unterworfen. Zum einen verbleiben erhebliche Wissensdefizite mit Blick auf die „Reaktionskinetik“ des Systems (hier herrscht dringender Forschungsbedarf!): So ist völlig unklar, warum die Untere Wupper nahezu im gesamten hier betrachteten Streckenabschnitt seit 2011/12 einen in 2013 sich fortsetzenden deutlichen Verbesserungstrend in der Artenstruktur des MZB's und der Fische ausweist und wo dieser Trend hinführt. Aufgrund einer defizitären „ökologischen Langzeitforschungslandschaft“ sind und werden uns hier auch in absehbarer Zeit erhebliche Wissensdefizite begleiten. Zum anderen bleiben

erhebliche Kenntnisdefizite über Wirkungsschwellen und das damit verbundene erforderliche Ausmaß der Rückführung vieler Stressoren (AFS, biotische Stressoren). Zudem unterstreichen die Ergebnisse die Forderung nach einer Weiterentwicklung der aktuell ausschließlich über die Bewertung der Artenstruktur erfolgenden „Zustands- und Kausalanalyse“ (vgl. BMBF ReWaM-Ausschreibung). Weist die aktuell praktizierte Zustandsbewertung anhand des MZB noch eindeutig objektivierbare ökologische Defizite der Gewässergüte aus, so sind die anderen biologischen Qualitätskomponenten einer kritischen Sichtung zu unterziehen (*Anm.: Phosphor hin – Phosphor her – ohne ausreichende Beweidungsintensität ist auch die (Arten)Struktur der Biofilme nicht erfolgreich zu verändern! „Indikatoren“ und Messwerte, welche keine belastbaren Aussagen erlauben, sind zu hinterfragen, da sie eine erfolgreiche Planung und Bewertung von Maßnahmen eher behindern als fördern*). Mangelnde Kenntnis und Berücksichtigung der Funktionsfähigkeit der aquatischen Ökosysteme, welche u.a. dem Ökosystemstoffwechsel die ihm zustehende zentrale Stellung im funktional-prozessualen Geschehen zurückgeben, ermöglichen keine belastbare „Kausalanalyse“ und folglich sinnvolle Maßnahmenplanung. Damit müssen viele gut gemeinte (kostenintensive) Sanierungsansätze fehlschlagen.

Um den künftigen Prozess der Umsetzung der WRRL an der Unteren Wupper (und nicht nur hier!) unter dem Gesichtspunkt der Erfolgskontrolle von Maßnahmen begleiten und dokumentieren zu können, ist ein entsprechendes **Langzeitmonitoring mit hoher räumlich-zeitlicher Auflösung** unausweichlich. Dabei ist in einem 1. Schritt mit einem Zeithorizont von ca. 5 Jahren auszugehen, um die sich abzeichnende Entwicklung bei den Fischbeständen und im Makrozoobenthos zu erfassen (Abb.7-10). Ein solches Monitoring sollte zumindest die

- o Sauerstoff-/Temperaturmessung im Wasserkörper / Interstitial
- o Erfassung der AFS-Konzentrationen (Qualität, Quantität)
- o Dokumentation von Fischfauna / Makrozoobenthos
- o Dokumentation der Biofilme (Quantität & Qualität)

umfassen. Hierzu ist es erforderlich, die entsprechenden **Mittel in Höhe**

von ca. 125.000 EUR / a für zunächst 5 Jahre bereitzustellen:

- | | |
|---------------------------------------|---------------|
| • Auftragsuntersuchungen (Fische,MZB) | 20.000,00 EUR |
| • 0,5 wissenschaftl. MA | 50.000,00 |
| • 0.8 techn. MA | 48.000,00 |
| • Betriebskosten | 7.000,00 |

gez. Dr. Wilfried Scharf

Literatur

- [1] Jungwirth,M., Haidvogel, G., Moog,O., Muhar,S. & Schmutz,S. (2003): Angewandte Fisch-ökologie an Fließgewässern, Stuttgart (UTB).
- [2] Mulholland, P.J., J.N. Houser & K.O. Maloney, 2005. Stream diurnal dissolved oxygen profiles as indicators of in-stream metabolism and disturbance effects. *Ecolog.Indicators* 5: 243-252.
- [3] MUNLV, 2006. Leitfaden zur wasserwirtschaftlich-ökologischen Sanierung von Salmonidengewässern in NRW. Düsseldorf, MUNLV-NRW.
- [4] Niemann,A. (2001): Schädigung des hyporheischen Interstitials kleiner Fließgewässer durch Niederschlagswassereinleitungen. Aachen (Shaker Verlag).
- [5] White, D. S. (1993). Perspectives on Defining and Delineating Hyporheic Zones. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 61-69.
- [6] Hoffmann, 2011. Ableitung einer Orientierungskurve Temperaturregime für den guten ökologischen Zustand der Unteren Wupper. Gutachten.
- [7] Roth,B.M., Teztlaff,J.C., Alexander,M.L. & Kitchell,J. (2007). Reciprocal relationships between exotic rusty crayfish, macrophytes, and *Lepomis* species in northern Wisconsin Lakes, *Ecosystems*, 10: 75-86.
- [8] Konrad,B., Klinger,H., Schulze-Wiehenbrauck,H. & Stang,C. (2002): Kormoran und Äsche – ein Artenschutzproblem, *LÖBF-Mitteilungen* 1: 46-54.
- [9] Jarvie,H.P. et al. (2013): Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and ‚postnormal‘ science. *Journ.EnvIRON.Quality* 42, 295-304.
- [10] Violin,C.R. et al. (2011): Effects of urbanisation and urban restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecol.Appl.* 21, 1932-1949.
- [11] Hill, W.R. & A.W.Knight (1987): Experimental analysis of the grazing interaction between a mayfly and stream algae. *Ecology* 68, 1955-1965.
- [12] Cummins,K. (1974): Structure and Function of Stream Ecosystems. *BioScience* 24, 631-641.
- [13] Niepagenkemper,O. & E.Meyer (200?): Messungen der Sauerstoffkonzentrationen in Flußsedimenten zur Beurteilung von potentiellen Laichplätze von Lachs und Meerforelle. Landesfischereiverband Westfalen-Lippe.
- [14] Fischer,H. et al. (2005): A river's liver – microbial processes within the hyporheic zone of a large river. *Biogeochemistry* 76, 349-371.
- [15] Bunn, S.E. et al. (1999): Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology* 41, 333-345.



- [16] Beechy, T.J., et al. (2010): Process-based Principles for Restoring River Ecosystems, Bio-Science 60, 209-222.
- [17] Walsh, A. (2007): Reference conditions and Eutrophication – Impacts in Irish Rivers. [www.epa.ie/Environmental Research/Reports Output](http://www.epa.ie/Environmental%20Research/Reports%20Output).
- [18] Bernhardt, E.S. et al., 2005: Synthesizing US river restoration efforts. Science 308, 636-637.
- [19] IMF-Bericht: Ökosystemstoffwechsel, www.wupperverband.de
- [20] IMF-Bericht: Wärmehaushalt und Temperaturregime. www.wupperverband.de
- [21] IMF-Bericht: Fische, www.wupperverband.de
- [22] IMF-Bericht: Makrozoobenthos, www.wupperverband.de