

Zustand der Fließgewässer

in den Einzugsgebieten von Sihl,
Limmat und Zürichsee

Messkampagne 2006 / 2007



**Baudirektion
Kanton Zürich**

AWEL Amt für
Abfall, Wasser, Energie und Luft

Impressum

Herausgeber:
AWEL Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft
Abteilung Gewässerschutz
Weinbergstrasse 17, Postfach
8090 Zürich

Autoren:
Dr. Barbara Känel
Dr. Pius Niederhauser
Dr. Walo Meier

Bericht als pdf-File unter www.gewaesserschutz.zh.ch

Zürich, Dezember 2008

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	2
1. EINLEITUNG	4
2. MESSPROGRAMM UND PARAMETER	6
3. RESULTATE UND DISKUSSION	10
3.1 Ökomorphologie.....	10
3.2 Chemische Untersuchungen.....	12
Ammonium	12
Nitrit.....	13
Nitrat.....	14
DOC	15
Phosphat	16
Pestizide.....	18
Schwermetalle.....	26
3.3 Wasserführung.....	30
3.4 Äusserer Aspekt.....	30
3.5 Biologische Untersuchungen	36
Kieselalgen.....	36
Moose und höhere Wasserpflanzen	38
Makroinvertebraten	44
Fische.....	46
4. SYNTHESE UND VERGLEICH MIT DER MESSKAMPAGNE 2004/05	48
4.1 Zusammenfassung nach Messstellen.....	48
4.2 Zusammenfassung nach Kenngrössen.....	53
4.3 Handlungsbedarf und Massnahmen	56
Defizite in Gewässerabschnitten.....	56
Allgemeine Defizite	57
ANHANG.....	62

ZUSAMMENFASSUNG

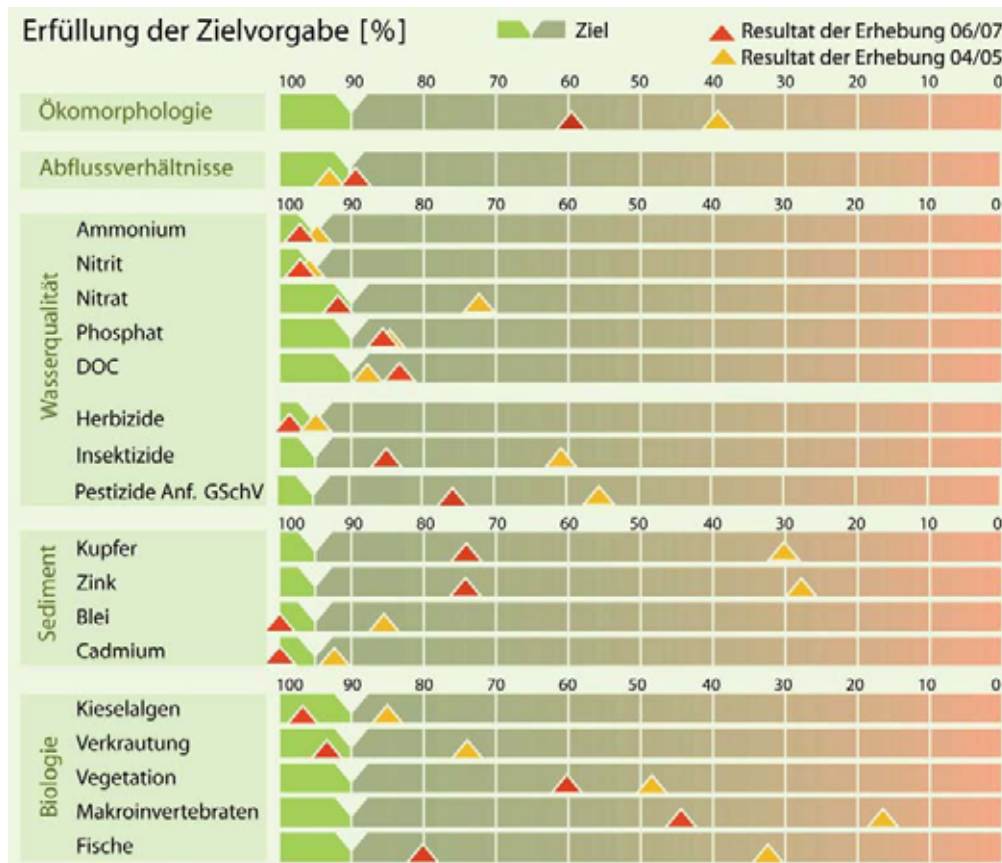
Ganzheitlicher Gewässerschutz

Fliessgewässer können ihre Funktion als natürliche Lebensräume für Tiere und Pflanzen nur erfüllen, wenn die Anforderungen an den Gewässerraum, die Wasserführung und die Wasserqualität erfüllt sind. Ein ganzheitlicher Gewässerschutz erfordert daher eine umfassende Bewertung der Fliessgewässer. Neben der Beurteilung der Wasserqualität sind Kenntnisse über den ökomorphologischen Zustand und die Abflussverhältnisse notwendig. Schliesslich sollen die Fischpopulationen, die tierischen Kleinlebewesen (Makroinvertebraten) sowie die Wasserpflanzen und Algen für die Beurteilung herangezogen werden, weil nur ein guter Zustand dieser biologischen Indikatoren Gewissheit geben kann, dass es sich um ein ökologisch intaktes Fliessgewässer handelt. Für das Einzugsgebiet Glatt und Greifensee wurde in den Jahren 2004 und 2005 erstmals für den Kanton Zürich eine umfassende Gewässerbewertung durchgeführt. In den Jahren 2006 und 2007 wurden die Fliessgewässer im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee umfassend bewertet und der Zustand der Gewässer mit den Resultaten aus den Untersuchungen im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee verglichen.

Untersuchungsprogramm

An 38 ausgewählten Messstellen im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee wurden neben den „traditionellen“ chemischen und physikalischen Messgrössen die Parameter Pestizide und Schwermetalle sowie Makroinvertebraten, Kieselalgen, höhere Wasserpflanzen und Äusserer Aspekt untersucht.

Zusammenfassung nach Kenngrössen für das Einzugsgebiet Sihl, Limmat und Zürichsee (2006/07) im Vergleich mit dem Einzugsgebiet Glatt / Greifensee (2004/05).



Die wichtigsten Erkenntnisse

Die biologischen Indikatoren Kieselalgen, Vegetation, Makroinvertebraten und Fische zeigen, dass der Zustand der Fliessgewässer im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee wesentlich besser ist als im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee. Die ökologische Funktionsfähigkeit ist aber auch im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee weit vom Zielzustand entfernt. Die Ursachen für den ungenügenden Zustand sind in beiden Regionen identisch. Einerseits sind viele Fliessgewässer strukturell stark verarmt (Ökomorphologie) und bieten damit Organismen mit hohen Ansprüchen an den Lebensraum keine geeigneten Lebensbedingungen. Andererseits treten stoffliche Belastungen durch Schwermetalle und insbesondere Insektizide auf, die eine Gefährdung der Wasserorganismen nicht ausschliessen.

Handlungsbedarf und Massnahmen

Der ökomorphologische Zustand und die Vernetzung der Gewässer muss durch ökologisch orientierte Unterhaltsmassnahmen und Renaturierungen verbessert werden. Der erforderliche Gewässerraum zur Gewährleistung des Hochwasserschutzes und zur Erhaltung der Fliessgewässer als Lebensraum muss in erster Linie mit raumplanerischen Mitteln sichergestellt werden. Der Ende 2008 ausgeschöpfte Rahmenkredit zur Renaturierung der Fliessgewässer muss erneuert werden.

Die Defizite bei den Abflussverhältnissen an der Jona und am Aabach Horgen können ohne Entschädigungspflicht erst im Rahmen allfälliger Konzessionsanpassungen wie Befristungen, Erweiterungen oder Erneuerungen behoben werden. Vorgängige Massnahmen zur Verbesserung der Abflussverhältnisse können nur über Verhandlungen zwischen dem Kanton und den Konzessionsinhaber erreicht werden.

Zur Verbesserung der Wasserqualität sind geplante Erweiterungen von ARAs umzusetzen und bestehende Anlagen dem technischen Fortschritt anzupassen. Insbesondere bei ARAs mit schlechtem Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser zu Bachwasser ist der Standort der ARAs im Planungsprozess kritisch zu hinterfragen.

Zur Reduktion des Schwermetalleintrages aus dem Siedlungsgebiet sollen im Rahmen von GEP-Checks die Rückhaltekapazitäten der Kanalisation überprüft und Mängel behoben werden. Zur Reduktion der Schwermetallbelastung durch Strassenabwasser soll das Abwasser der am stärksten belasteten Strassen behandelt werden. Dazu ist eine Priorisierung der Strassenabschnitte aufgrund des Belastungspotentials vorzunehmen und geeignete Behandlungsmethoden auszuwählen.

Zur Reduktion der Pestizidbelastung der Gewässer sind im Rahmen von Zulassungsverfahren besonders toxische Wirkstoffe zu verbieten oder deren Einsatz streng zu begrenzen. Durch Schulung und Information sind die Anwender über geeignete Produkte und Dosierung, den korrekten Umgang von der Lagerung bis zur Entsorgung sowie über Anwendungsverbote aufzuklären.

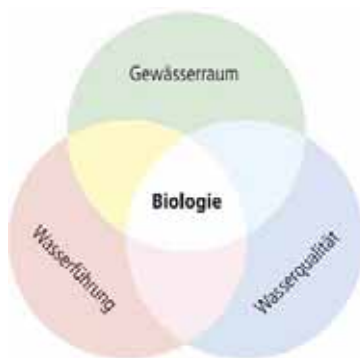
Methoden zur Reduktion der Mikroverunreinigungen im Ablauf von Abwasserreinigungsanlagen werden vom BAFU in Zusammenarbeit mit kantonalen Fachstellen, der Forschung und der Industrie im Rahmen des Projekts „Strategie MicroPoll“ entwickelt. Das AWEL wird sich weiterhin aktiv an diesen Arbeiten beteiligen. Erkenntnislücken müssen durch Anpassungen der Untersuchungsprogramme geschlossen werden. Ziel ist die Entwicklung einer schweizweiten Strategie zur Reduktion der Mikroverunreinigungen, welche durch die Fachstellen von Bund, Kanton und Gemeinden umzusetzen ist.

1. EINLEITUNG

Ganzheitlicher Gewässerschutz....

Damit Bäche und Flüsse ihre Funktion als natürliche Lebensräume für Tiere und Pflanzen erfüllen können, reicht eine gute Wasserqualität allein nicht aus. Die Lebensgemeinschaften im und am Wasser benötigen auch einen naturnahen Gewässerraum und naturnahe Abflussverhältnisse. Diesen Anliegen wurde in den Neunzigerjahren des 20. Jahrhunderts mit verschiedenen Gesetzesänderungen Rechnung getragen.

Der Bund hat mit einem Leitbild für Fliessgewässer zudem die Grundlage für eine nachhaltige Gewässerschutzpolitik auf der Basis der geltenden Gesetzgebung in den Bereichen Gewässerschutz, Wasserbau, Raumplanung und Landwirtschaft formuliert. Im Vordergrund stehen die drei Entwicklungsziele:



- Ausreichender Gewässerraum
- Ausreichende Wasserführung
- Ausreichende Wasserqualität

Abb. 1: Nur bei Erfüllung aller drei Entwicklungsziele können Fliessgewässer die vielfältigen Nutzungs- und Schutzanforderungen des Menschen erfüllen und gleichzeitig den Anforderungen als Lebensraum für Tiere und Pflanzen gerecht werden.

....bedingt eine umfassende Bewertung

Zur Beurteilung der Fliessgewässer, zur Formulierung von Verbesserungsmassnahmen und zur Überprüfung des Erfolgs der umgesetzten Massnahmen führen die Kantone Untersuchungen durch. Ein ganzheitlicher Gewässerschutz bedingt daher eine umfassende Bewertung der Fliessgewässer. Der Gewässerraum kann aufgrund der ökomorphologischen Erhebungen, die Wasserführung durch Kenntnisse über die Beeinträchtigung der Abflussverhältnisse und die Wasserqualität mittels chemischer Analytik direkt beurteilt werden. Letztlich ist aber nicht eine gemessene Konzentration im Wasser für die Funktionsfähigkeit des Gewässers entscheidend, sondern die Auswirkungen dieser Stoffkonzentration auf die Organismen im Wasser. Es ist daher sinnvoll, auch biologische Indikatoren in die Beurteilung einzubeziehen. Diese haben den Nachteil, dass im Falle einer Beeinträchtigung oft keine eindeutige Ursache zugewiesen werden kann. Indizieren beispielsweise Makroinvertebraten einen guten Zustand, kann daraus geschlossen werden, dass es sich um ein funktionsfähiges Gewässer handelt. Zeigen sie aber schlechte Verhältnisse an, bleibt vorerst unklar, ob die Ursache im Bereich der Morphologie, der Wasserführung oder der Wasserqualität liegt. Erst die Kombination mit anderen Untersuchungsergebnissen ermöglicht eine Zuordnung der Ursache. Eine umfassende Bewertung kombiniert daher Methoden der direkten Beurteilung und der chemische Analytik mit biologischen Indikatoren.

Wichtigste Basis für die Beurteilung ist die Gewässerschutzverordnung, welche neben den numerischen Anforderungen an die Wasserqualität auch verbale Formulierungen der Ziele und Anforderungen an die Gewässer respektive die Wasserqualität enthält. Methoden zur Beurteilung der Biologie, der Ökomorphologie, der Wasserführung und der Wasserqualität wurden im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts des BAFU erarbeitet oder befinden sich noch in Bearbeitung. → www.modul-stufen-konzept.ch

Tab. 1: Aussagekraft verschiedener Kenngrössen zur Beurteilung der Aspekte Gewässerraum, Wasserführung und Wasserqualität.

Aussagekraft der Kenngrössen

■	sehr guter Indikator / direkte Beurteilung oder Messung
■	guter Indikator
■	Indikator wenig aussagekräftig aber Einfluss vorhanden
■	keine Aussage möglich

Kenngrössen

	Gewässerraum	Wasserführung	Wasserqualität			
			organische Bel.	Nährstoffe	Pestizide	Schwermetalle
Ökomorphologie						
Verbauung / Raumbedarf						
Abflussverhältnisse						
Restwasser / Schwall-Sunk						
Chemische Parameter						
Konzentrationen im Wasser						
Konzentrationen im Sediment						
Äusserer Aspekt						
heterotropher Bewuchs						
Eisensulfid						
Kolmation						
Schlamm						
Veralgung / Verkrautung						
Biologie						
Kieselalgen						
Makrophyten						
Makroinvertebraten						
Fische						

Tab. 2: Ökologische Ziele und Anforderungen an die Wasserqualität gemäss Gewässerschutzverordnung (GSchV) sowie die entsprechenden Indikatoren zur Überprüfung der Vorgaben.

Ökologische Ziele für Gewässer (Anhang 1 GSchV)	Äusserer Aspekt	Algen/ Kieselalgen	Makro- phyten	Makroin- vertebraten	Fische
Naturnahe, standortgerechte Lebensgemeinschaften, die sich selbst reproduzieren und regulieren (Ziffer 1 Abs. 1 lit. a).		●	●	●	●
Typische Artenvielfalt für nicht oder nur schwach belastete Gewässer des jeweiligen Gewässertyps (Ziffer 1 Abs. 1 lit. b).		●	●	●	●
Keine nachteiligen Einwirkungen auf die Lebensgemeinschaften durch die Wasserqualität (Ziffer 1 Abs. 3 lit. c).	●	●	●	●	●
Keine Anreicherung von Schadstoffen in Organismen, Schwebstoffen oder Sedimenten (Ziffer 1 Abs. 3 lit. c).	●	●	●	●	●
Anforderung an die Wasserqualität (Anhang 2 GSchV)	Äusserer Aspekt	Algen/ Kieselalgen	Makro- phyten	Makroin- vertebraten	Fische
Die Wasserqualität darf die Laichgewässer der Fische nicht gefährden (Ziffer 11 Abs. 1 lit. b).					●
Keine unnatürlichen Wucherungen von Algen und Wasserpflanzen (Ziffer 11 Abs. 1 lit. a).		●	●		
Keine mit blossem Auge sichtbaren Kolonien von Bakterien, Pilzen oder Protozoen (Ziffer 11 Abs. 1 lit. a).	●				
Kein Schlamm, keine Trübung oder Verfärbung, kein Schaum und keine geruchliche Veränderung nach Abwassereinleitungen (Ziffer 11 Abs. 2 lit. a bis c).	●				
Keine Eisensulfidflecken in der Gewässersohle (Ziffer 12 Abs. 1 lit. a).	●				

2. MESSPROGRAMM UND PARAMETER

Konzept zur Überwachung der Fließgewässer im Kanton Zürich

Hauptmessstellen (HM)

An den bedeutendsten Fließgewässern sind 17 Messstationen mit Schöpfautomaten fest installiert. Wasserproben werden je nach Ausrüstung zeit- oder abflussmengenproportional geschöpft und gekühlt aufbewahrt. Wöchentlich werden diese Proben eingesammelt und analysiert. Beim Probeneinsammeln werden zudem Stichproben aus dem Gewässer entnommen und ebenfalls im Labor untersucht. Diese Untersuchungen ermöglichen die Dauerüberwachung der „traditionellen“ Parameter, die Frachtermittlung und die Erfassung der jahreszeitlichen Veränderungen sowie die Beobachtung der langfristigen Entwicklung.

Messprogramm Fließgewässer (FG)

Das Routineprogramm Fließgewässer (FG) umfasst 93 über den ganzen Kanton festgelegte Messstellen. An diesen Stellen werden monatlich Chemie-Stichproben aus den Gewässern geschöpft und physikalische Messungen durchgeführt. Die Wasserproben werden im Gewässerschutzlabor des AWEL analysiert. Diese Messungen ermöglichen die Beurteilung der langfristigen Entwicklung der Wasserqualität und geografische Übersichten über die aktuellen Belastungen. Sie dienen zudem zur Berechnung des Indikators

zur Wasserqualität der Fließgewässer, welcher jährlich für die Berichterstattung im Rahmen der konsolidierten Entwicklungs- und Finanzplanung (KEF) erhoben wird.

Trotz der ansehnlichen Anzahl Messstellen können nicht alle Fragen, die sich aus den Vollzugsaufgaben stellen, beantwortet werden. Für problemorientierte Untersuchungen werden jährlich 15 bis 20 Stellen vorübergehend ins Messprogramm aufgenommen.

Vertiefte Untersuchungen in ausgewählten Einzugsgebieten (EZG)

In den Jahren 2004/05 wurden im Kanton Zürich erstmals Untersuchungen für eine umfassende Gewässerbeurteilung durchgeführt. Im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee wurden zu diesem Zweck total 44 Messstellen untersucht. Nach dem gleichen Konzept erfolgten in den Jahren 2006/07 Untersuchungen in den Einzugsgebieten von Sihl, Limmat und Zürichsee an insgesamt 38 Messstellen. 2008/09 wird in den Einzugsgebieten von Jonen, Reppisch und Furtbach das Programm an 36 Messstellen fortgesetzt. Neben den „traditionellen“ chemischen und physikalischen Parametern enthält das Untersuchungsprogramm auch die Parameter Pestizide und Schwermetalle sowie Makroinvertebraten, Kieselalgen, höhere Wasserpflanzen und Äusserer Aspekt. An

Tab. 3: Parameterliste

Parameter	Symbol	Einheit	HM	FG	EZG
Temperatur	T	°C	K	M	M
pH- Wert	pH	-	S	M	M
Sauerstoff	O ₂	mg O ₂ /l	S	M	M
BSB ₅	O ₂	mg O ₂ /l	S		
Ammonium	NH ₄	mg N/l	T	M	M
Nitrit	NO ₂	mg N/l	S	M	M
Nitrat	NO ₃	mg N/l	T	M	M
Gesamtstickstoff	N _{tot}	mg N/l	W	M	M
Phosphat	PO ₄	mg P/l	T	M	M
Gesamtphosphor	P _{tot}	mg P/l	W	M	M
Chlorid	Cl	mg/l	T	M	M
Sulfat	SO ₄	mg/l	T	M	M
Gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	mg C/l	S	M	M
Pestizide		µg/l			M*
Schwermetalle in Sedimenten		mg/kg			J
Makrozoobenthos		-			E _{FH}
Kieselalgen		-			E _{FH}
höhere Wasserpflanzen		-			E _S
K	kontinuierliche Registrierung	M*	monatliche Stichprobe von März bis Oktober		
T	Tagesmischprobe				
S	wöchentliche Stichprobe	E_S	Erhebung im Sommer		
W	Wochenmischprobe	E_{FH}	Erhebung im Frühling und Herbst		
M	monatliche Stichprobe				
J	1 Stichprobe				

Messprogramm Seen

Die Wasserqualität des Zürichsees und der anderen Seen im Kanton Zürich wird monatlich erfasst und die ausgewerteten Daten jährlich auf dem Internet aktualisiert.
www.gewaesserqualitaet.zh.ch

ausgewählten Stellen erfolgte durch die Fischerei- und Jagdverwaltung zudem eine Beurteilung der Fischpopulation. Der Äussere Aspekt, die Kieselalgen und die Wasserpflanzen wurden an zusätzlichen Stellen in kleineren Fließgewässern erfasst, um allfällige, bisher nicht bekannte Belastungsquellen zu erkennen und um Grundlagen über das Vorkommen der Wasserpflanzen zu erarbeiten.

Berichterstattung

Die Daten der Hauptmessstellen und die chemischen Untersuchungen des Messprogramms Fließgewässer wurden zusammen mit den Resultaten der Untersuchungsprogramme Seen und Grundwasser im Statusbericht 2006 ausgewertet. Der Statusbericht enthält auch die Resultate der Messkampagne in den Einzugsgebieten Glatt und Greifensee aus den Jahren 2004/05. Im vorliegenden Bericht werden die Daten ausgewertet, welche in den Jahren 2006/07 in den Einzugsgebieten von Sihl, Limmat und Zürichsee erhoben wurden.

Die ausgewerteten Daten der Hauptmessstellen und der Messprogramme Fließgewässer werden zudem jährlich auf dem Internet aktualisiert und allen Interessierten zur Verfügung gestellt.

→ www.gewaesserqualitaet.zh.ch

Literatur:
Wasserqualität der Seen, Fließgewässer und des Grundwassers im Kanton Zürich. Statusbericht 2006. AWEL, Abteilung Gewässerschutz
www.gewaesserqualitaet.zh.ch



Abb. 2: Untersuchungsstellen und Einzugsgebiete der Messkampagnen 04/05; 06/07 und 08/09.

Kriterien zur Beurteilung der Wasserqualität

In der Gewässerschutzverordnung (GSchV) werden in Anhang 2 numerische Anforderungen für Ammonium, Nitrat, BSB₅, DOC, Schwermetalle und Pestizide aufgeführt, die ständig einzuhalten sind. Ausgenommen sind seltene Hochwasserspitzen oder seltene Niederwassersituationen. Um diese Ausnahmesituationen zu berücksichtigen, hat sich in der Praxis die Verwendung von Perzentil-Werten bewährt. Bei der Auswertung der monatlichen Stichproben zur Beurteilung der „klassisch-chemischen“ Parameter der Wasserqualität wurde mit 90-Perzentilen gearbeitet. Das 90-Perzentil ist jener Wert, den 90 % aller Messdaten aus einer Stichprobe unterschreiten; 10 % der Messwerte liegen darüber (z. B. Ausreisser).

Neben den bereits erwähnten numerischen Anforderungen gemäss GSchV definiert das BAFU-Modul Chemie weitere Zielvorgaben. Die Kriterien für die Einteilung der einzelnen Parameter in eine der fünf Zustandsklassen aufgrund der berechneten Perzentile können untenstehender Tabelle entnommen werden. Die Zielvorgabe definiert jeweils die Grenze zwischen den Klassen gut und mässig.

Bei Ammonium muss zur Beurteilung berücksichtigt werden, ob die Wassertemperatur bei der Probenahme über oder unter 10° C lag. Auch bei Nitrit muss eine Fallunterscheidung vorgenommen werden. Entscheidend ist hier die Chloridkonzentration, weil diese die Toxizität von Nitrit beeinflusst.

Für die Phosphatbeurteilung wurde die Zielvorgabe aus dem BAFU-Modul Chemie nur für Messstellen im Einzugsgebiet von Seen verwendet. Bei diesen Stellen ist die Anwendung der strengen Zielvorgabe von 0.04 mg PO₄-P/l wegen der grossen Bedeutung von Phosphor in Seen gerechtfertigt. Da Phosphat die Wasserqualität von Fliessgewässern kaum negativ beeinflusst, wurde bei den Stellen unterhalb von Seen mit einer doppelt so hohen Zielvorgabe gearbeitet. Wäre auch bei diesen Stellen die strengere Zielvorgabe zur Anwendung gekommen, hätte die Bewertung bei einigen Stellen einen Handlungsbedarf ausgewiesen, obwohl dieser nicht gegeben ist und die gesetzlichen Anforderungen erfüllt sind. Das gleiche Prinzip kam auch bei der Beurteilung des Gesamtphosphors zur Anwendung.

Literatur:
BAFU-Modul Chemie Stufe F und S
(Entwurf 2004);
www.modul-stufen-konzept.ch/d/chemie.htm

Tab. 4: Kriterien für die Ermittlung der Zustandsklassen aufgrund der berechneten 90-Perzentile.

Parameter	Symbol	Einheit	Kriterium	Zustand				
				sehr gut	gut	mässig	unbefriedigend	schlecht
Ammonium	NH ₄	mg N/l	Temp. < 10° C	<0.08	0.08 bis <0.4	0.4 bis <0.6	0.6 bis <0.8	>0.8
			Temp. ≥ 10° C	<0.04	0.04 bis <0.2	0.2 bis <0.3	0.3 bis <0.4	>0.4
Nitrit	NO ₂	mg N/l	Cl < 10 mg/l	<0.01	0.01 bis <0.02	0.02 bis <0.03	0.03 bis <0.04	>0.04
			Cl 10 - 20 mg/l	<0.02	0.02 bis <0.05	0.05 bis <0.075	0.075 bis <0.1	>0.1
			Cl > 20 mg/l	<0.05	0.05 bis <0.1	0.1 bis <0.15	0.15 bis <0.2	>0.2
Nitrat	NO ₃	mg N/l		<1.5	1.5 bis <5.6	5.6 bis <8.4	8.4 bis <11.2	≥11.2
Phosphat	PO ₄	mg P/l	oberhalb Seen	<0.02	0.02 bis <0.04	0.04 bis <0.06	0.06 bis <0.08	>0.08
			unterhalb Seen	<0.04	0.04 bis <0.08	0.08 bis <0.12	0.12 bis <0.16	>0.16
Gesamtphosphor	P _{tot}	mg P/l	oberhalb Seen	<0.04	0.04 bis <0.07	0.07 bis <0.1	0.1 bis <0.14	>0.14
			unterhalb Seen	<0.08	0.08 bis <0.14	0.14 bis <0.21	0.21 bis <0.28	>0.28
Gelöster organischer Kohlenstoff	DOC	mg C/l		<2.0	2.0 bis <4.0	4.0 bis <6.0	6.0 bis <8.0	≥8.0
Biochemischer Sauerstoffbedarf	BSB ₅	mg O ₂ /l		<2.0	2.0 bis <4.0	4.0 bis <6.0	6.0 bis <8.0	≥8.0
Zielvorgabe				erfüllt		nicht erfüllt		

Mikroverunreinigungen und Schwermetalle

Pestizide, Rückstände von Medikamenten, Produkte zur Körperpflege, Wasch- und Reinigungsmittel sowie weitere Umweltchemikalien aus Haushalt, Industrie und Gewerbe werden zusammengefasst als Mikroverunreinigungen bezeichnet. Diese Stoffe werden, wie auch die Schwermetalle, in Gewässern nur in sehr tiefen Konzentrationen gemessen, was jedoch eine Gefährdung aquatischer Organismen nicht ausschliesst.

Das Gewässerschutzlabor des Kantons Zürich erfasst die Pestizidbelastung der Fliessgewässer seit 1999. Auch bei den Untersuchungen in den Einzugsgebieten von Sihl, Limmat und Zürichsee wurden Pestizide und Schwermetalle untersucht. Das BAFU-Modul Chemie enthält keine Hinweise für die Untersuchung dieser Stoffgruppen, weshalb für die Datenauswertung auf andere Empfehlungen zurückgegriffen werden musste. Details dazu werden bei den jeweiligen Stoffgruppen in Kapitel 3 beschrieben.

Bei anderen Mikroverunreinigungen, wie zum Beispiel den Rückständen von Medikamenten im Wasser, sollen ausgewählte Indikatorstoffe in den nächsten Jahren in die Messprogramme des Kantons Zürich aufgenommen werden. Neben der chemischen Analytik stellt die Beurteilung der Ökotoxizität der einzelnen Stoffe eine grosse Herausforderung dar. Die kritischen Stoffe müssen erkannt und Massnahmen zur Reduktion dieser Stoff erarbeitet werden. Diese Problematik wird im Rahmen des Projekts „Strategie MicroPoll“ bearbeitet, bei welchem das Bundesamt für Umwelt (BAFU) mit Partnern aus der Verwaltung, Forschung und Privatwirtschaft zusammenarbeitet. Das AWEL beteiligt sich finanziell und personell an den Arbeiten.

→ www.umwelt-schweiz.ch/MicroPoll

3. RESULTATE UND DISKUSSION

3.1 Ökomorphologie



Untersuchungsmethode

Der Begriff Ökomorphologie beinhaltet die Beschreibung der strukturellen Gegebenheiten im und am Gewässer (Gewässergestalt, Verbauungen, Umland) sowie die Bewertung dieser Strukturen in Hinblick auf die Funktion des Gewässers als Lebensraum.

Unter Berücksichtigung der heutigen Nutzungsansprüche und des Hochwasserschutzes soll gemäss Gewässerschutz- und Wasserbaugesetz der ökomorphologische Zustand der Fliessgewässer verbessert und der erforderliche Raum gesichert werden. Zur Bestandaufnahme und als Planungsgrundlage wurden im Kanton Zürich in den Jahren 1997 bis 1999 flächendeckende Erhebungen an den öffentlichen Gewässern durchgeführt. Zur Anwendung kam die Methode Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend). Aufgrund der Kenngrössen *Variation der Wasserspiegelbreite*, *Verbauung von Sohle* und *Böschungsfuss* sowie *Breite* und *Vegetation des Uferstreifens* ermöglicht diese Methode die ökomorphologische Beurteilung der Gewässerabschnitte. Zusätzlich werden Durchgängigkeitsstörungen wie Abstürze, Durchlässe und Bauwerke erfasst. Die Durchgängigkeitsstörungen fliessen nur indirekt über die Parameter Sohlen- und Uferverbauung in die ökomorphologische Bewertung ein.

Im Jahr 2005 konnten im Rahmen eines Pilotprojekts zur Nachführung der ökomorphologischen Erhebungen die Daten im Einzugsgebiet des Greifensees und des Fischbachs bei Niederglatt aktualisiert werden. Für die Jahre 2009 bis 2011 ist die Aktualisierung für das restliche Kantonsgebiet vorgesehen.

Beurteilung

In den Einzugsgebieten der Sihl und der Limmat sowie der Zürichseezuflüsse sind insgesamt 847 Kilometer Fliessgewässer als öffentliche Gewässer ausgeschieden. Davon wurden 35 % als *natürlich/naturnah* beurteilt. Diese Bäche sind vor allem im Sihltal an den Flanken zum Uetliberg, Albis, Höhronen und Zimmerberg sowie entlang des Pfannenstiels und im Einzugsgebiet der Jona zu finden. Im gesamten Kanton Zürich liegt der Anteil *natürlich/naturnaher* Fliessgewässer mit 31 % etwas tiefer als im Untersuchungsgebiet. Hochrechnungen auf der Basis von 18 Kantonen ergaben für die gesamte Schweiz einen Anteil von 51 % für diese Zustandsklasse, welcher somit deutlich höher liegt als im Untersuchungsgebiet. Bei den *wenig beeinträchtigten*, bei den *stark beeinträchtigten* und den *künstlich/naturfremden* Gewässern bestehen zwischen den prozentualen Anteilen für den Kanton Zürich und die Schweiz sowie für das Untersuchungsgebiet nur geringe Unterschiede. Der Anteil *eingedolter* Fliessgewässer ist in den Einzugsgebieten der Sihl und der Limmat sowie bei den Zürichseezuflüssen mit 23 % deutlich höher als der Durchschnittswert für die Schweiz (8 %) aber leicht tiefer als im gesamten Kanton Zürich (27 %). Details zur ökomorphologischen Bewertung

Literatur:
BAFU-Modul Ökomorphologie Stufe F
(1998);
www.modul-stufen-konzept.ch/d/oekomor.f.htm

Zwischenauswertung ökomorphologische Erhebungen. BAFU, 2006;
www.modul-stufen-konzept.ch/d/oekomor.f.htm

sowie zur Lage und Art der Durchgängigkeitsstörungen sind im Internet abrufbar. → www.gis.zh.ch

Abb. 3: Anteil der Zustandsklassen für die Einzugsgebiete Sihl, Limmat und Zürichsee im Vergleich mit dem Kanton Zürich und der Schweiz.

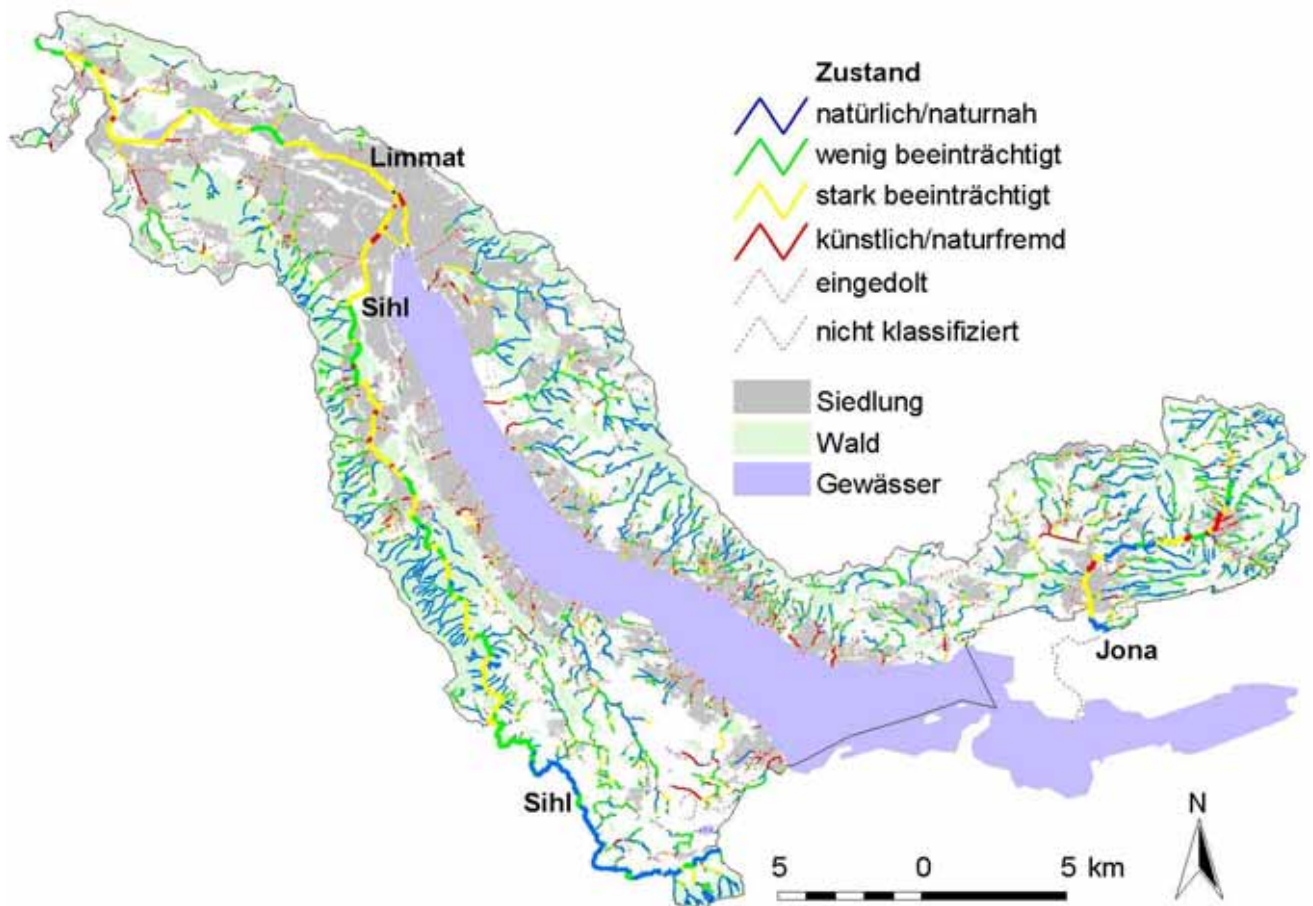
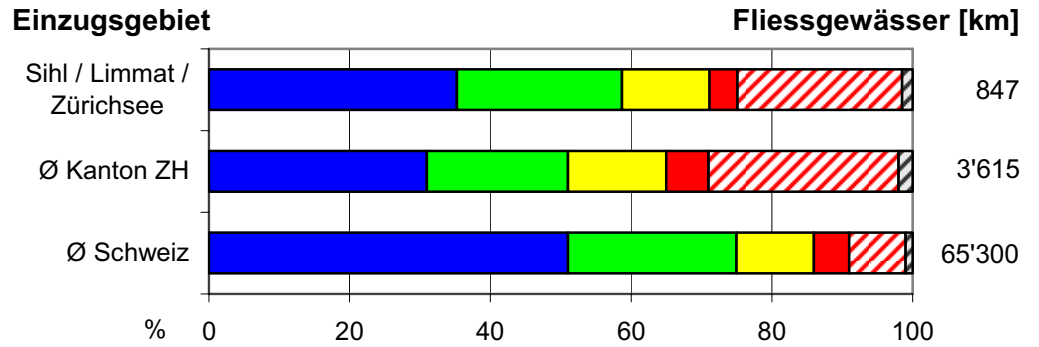


Abb. 4: Zustandsklassen der ökomorphologischen Erhebung.

3.2 Chemische Untersuchungen

Ammonium

Problem und Verursacher

Zwischen Ammonium und dem starken Fischgift Ammoniak besteht ein chemisches Gleichgewicht, das durch den pH-Wert und die Temperatur bestimmt wird. Die Anforderung für Ammonium wurde deshalb in Abhängigkeit der Temperatur festgelegt. Ammonium ist in grossen Mengen in Gülle und in kommunalem Abwasser vorhanden. Zudem wird Ammonium als Kunstdünger in der Landwirtschaft verwendet. Der AWEL-Pikettdienst und das Gewässerschutzlabor müssen in Zusammenarbeit mit der Fischerei- und Jagdverwaltung jedes Jahr mehrere Fälle von Fischsterben mit Ursache Gülleintrag bearbeiten. Mit monatlichen Stichproben sind kurzfristige Spitzenbelastungen durch unsachgemässen Gülleaustrag nur zufällig erfassbar. Zuverlässig können aber länger andauernde Belastungen nachgewiesen werden, wie sie unterhalb von überlasteten ARAs auftreten können.

Beurteilung

Insgesamt 97 % der untersuchten Wasserproben erfüllten die Anforderungen für Ammonium. Einen schlechten Zustand bezüglich der Ammoniumbelastung wies der Chliweidlibach (1) unterhalb der ARA Zumikon auf. Dies ist einerseits eine Folge des schlechten Verdünnungsverhältnisses von Bachwasser zu gereinigtem Abwasser. Andererseits konnten im Jahr 2006 die Einleitungsbedingungen für gereinigtes Abwasser nicht vollumfänglich eingehalten werden. Die hohen Ammoniumkonzentrationen im Abfluss des Lützelsees (2) sind auf die Ableitung von Tiefenwasser aus dem See zurückzuführen. Am Seegrund kommt es unter sauerstofffreien Verhältnissen zu einer Anreicherung von Ammonium.

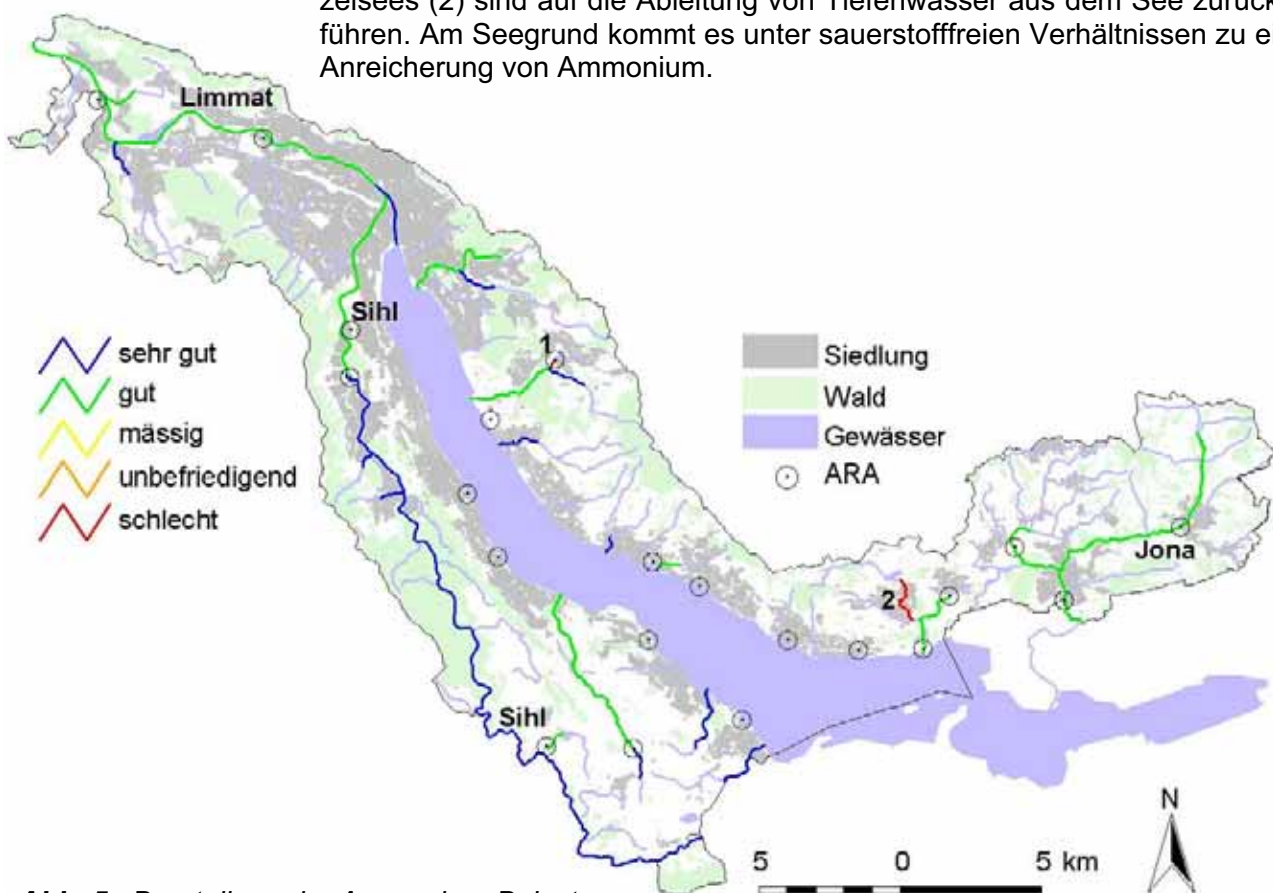


Abb. 5: Beurteilung der Ammonium-Belastung.

Anforderung GSchV für:

Temperaturen > 10 °C = 0.2 mg NH₄-N/l

Temperaturen < 10 °C = 0.4 mg NH₄-N/l

Nitrit

Problem und Verursacher

Nitrit ist ein starkes Fischgift und kann auch andere aquatische Organismen gefährden. Da die toxische Wirkung von Nitrit durch die Chloridkonzentration beeinflusst wird, erfolgt die Beurteilung der Nitritbelastung in Abhängigkeit des Chloridgehalts. Als Zwischenprodukt natürlicher Abbauprozesse entsteht Nitrit sowohl bei der Oxidation von Ammonium (Nitrifikation) als auch bei der Reduktion von Nitrat (Denitrifikation). In natürlichen, vom Menschen nicht belasteten Fließgewässern ist Nitrit kaum nachweisbar. Die Konzentrationen liegen deutlich unter 0.01 mg NO₂-N/l. Erhöhte Nitritkonzentrationen werden oft unterhalb von ungenügend nitrifizierenden ARA oder bei ARA-Betriebsstörungen beobachtet.

Beurteilung

Die meisten Fließgewässer im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee weisen heute bezüglich der Nitritbelastung einen sehr guten oder guten Zustand auf. Insgesamt 97 % der in den Jahren 2006/07 untersuchten Wasserproben erfüllten die Zielvorgaben für Nitrit.

Einen unbefriedigenden Zustand wies der Chliweidlibach unterhalb der ARA Zumikon (1) auf. Dies ist einerseits eine Folge des schlechten Verdünnungsverhältnisses von Bachwasser zu gereinigtem Abwasser. Andererseits konnten im Jahr 2006 die Einleitungsbedingungen für gereinigtes Abwasser nicht vollumfänglich eingehalten werden. Ebenfalls einen unbefriedigenden Zustand wies die Sihl unterhalb der ARA Adliswil (2) auf. Ausbauarbeiten bedingten 2006 und 2007 die Ausserbetriebnahme von Anlageteilen und provisorische Betriebsphasen. Die erhöhten Nitritkonzentrationen im Abfluss des Lützelsees (3) sind auf die Ableitung von Tiefenwasser aus dem See zurückzuführen. Am Seegrund kommt es unter sauerstofffreien Verhältnissen zur Bildung von erhöhten Nitritkonzentrationen.

Im Klausbach unterhalb der ARA Bubikon-Wolfhausen (4) konnte die Zielvorgabe für Nitrit nicht erfüllt werden, obwohl die ARA die Einleitungsbedingungen vollumfänglich erfüllte. Erhöhte Nitritkonzentrationen traten hauptsächlich während Niederschlägen auf und sind auf Entlastungen aus dem Einzugsgebiet zurückzuführen.

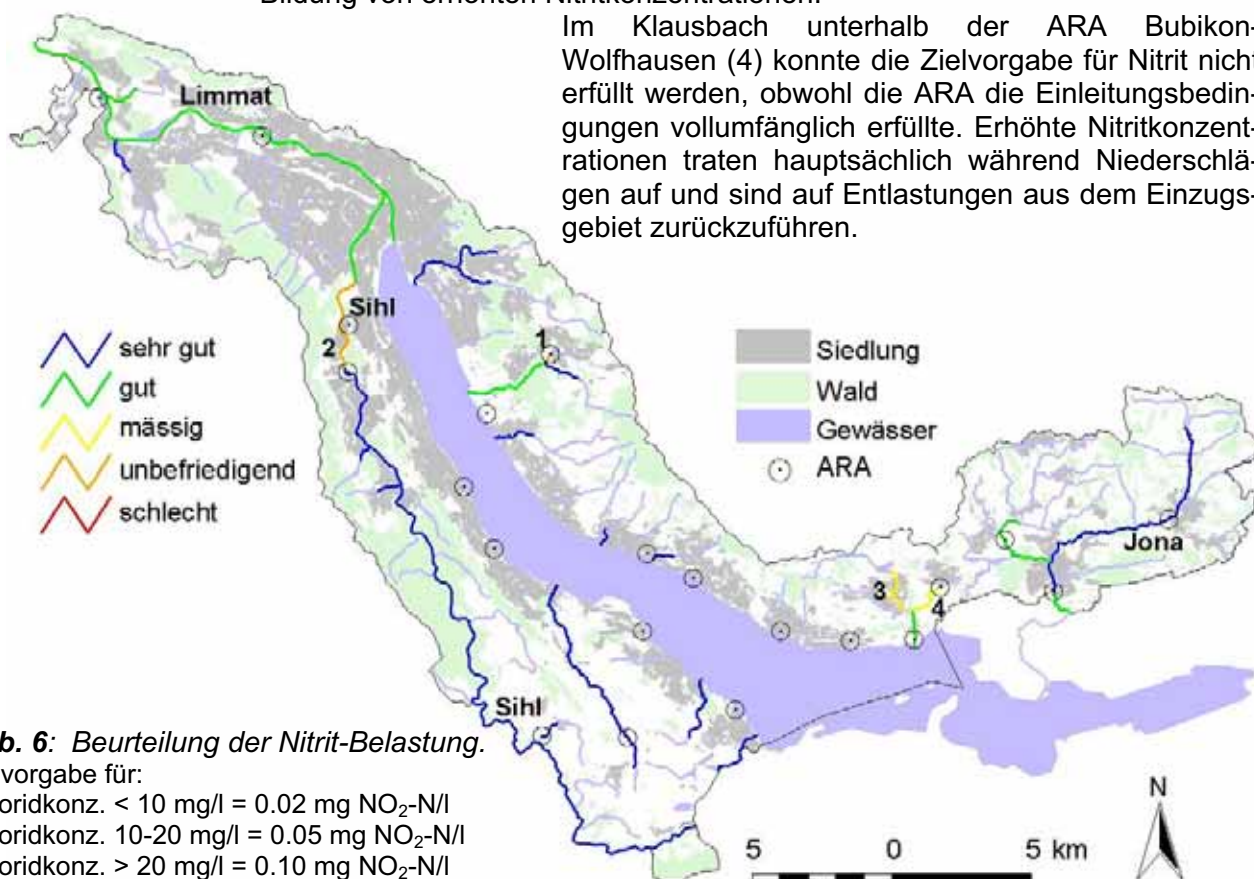


Abb. 6: Beurteilung der Nitrit-Belastung.

Zielvorgabe für:

Chloridkonz. < 10 mg/l = 0.02 mg NO₂-N/l

Chloridkonz. 10-20 mg/l = 0.05 mg NO₂-N/l

Chloridkonz. > 20 mg/l = 0.10 mg NO₂-N/l

Nitrat

Problem und Verursacher

Stickoxide aus Verbrennungsprozessen und Ammoniak aus der Landwirtschaft belasten die Niederschläge mit Stickstoff und führen zu einer Grundbelastung sämtlicher Flächen. Auf landwirtschaftlichen Nutzflächen wird Stickstoff zudem in Form von Gülle, Mist, Kompost oder Mineraldünger in den Boden eingebracht. Organisch gebundener Stickstoff, wie auch Ammonium, werden durch bakterielle Prozesse in Nitrat umgewandelt. Im Boden wird Nitrat nur schlecht zurückgehalten und gelangt durch Auswaschung ins Grundwasser oder über Drainagen in die Fliessgewässer. Im Ablauf einer nitrifizierenden ARA liegt der Stickstoff ebenfalls als Nitrat vor. Eine Reduktion der Stickstofffrachten aus dem Abwasser kann nur mit einer Denitrifikation auf der ARA erreicht werden. Nitrat im Wasser ist für die Organismen weniger problematisch zu werten als Nitrit oder Ammonium, welche direkt toxische Wirkungen aufweisen. Die Anforderung der Gewässerschutzverordnung gilt nur für Fliessgewässer, die der Trinkwassernutzung dienen. Gemäss BAFU-Modul Chemie wird diese Anforderung aber als Zielvorgabe für die Beurteilung aller Fliessgewässer verwendet. Hohe Nitratwerte können auf das Vorhandensein anderer Problemstoffe hinweisen und sind auch aus Gründen des Grundwasser- und Nordseeschutzes zu reduzieren.

Beurteilung

Da Seen als Stickstoffsinken wirken, misst man in ihren Abflüssen tiefe Nitratkonzentrationen. Ebenfalls tiefe Werte finden sich in Fliessgewässern mit einem hohen Anteil bewaldeter Flächen im Einzugsgebiet, wie zum Beispiel im Oberlauf der Sihl. Insgesamt erfüllten 92 % aller Proben die Anforderung für Nitrat.

Die höchste Nitratkonzentration im Chliweidlibach nach der ARA Zumikon (1) ist auf das schlechte Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser zu Bachwasser zurückzuführen. Zusammen mit dem hohen Landwirtschaftsanteil im Einzugsgebiet trägt sie zur hohen Nitratbelastung des Küssnacher Dorfbachs (2, 3) bis zur Mündung in den Zürichsee bei.

Die gleichen Ursachen führten auch im Klausbach unterhalb der ARA Bubikon-Wolfhausen (4) und im Aabach unterhalb der ARA Schönenberg (5) zu einer hohen Nitratbelastung.

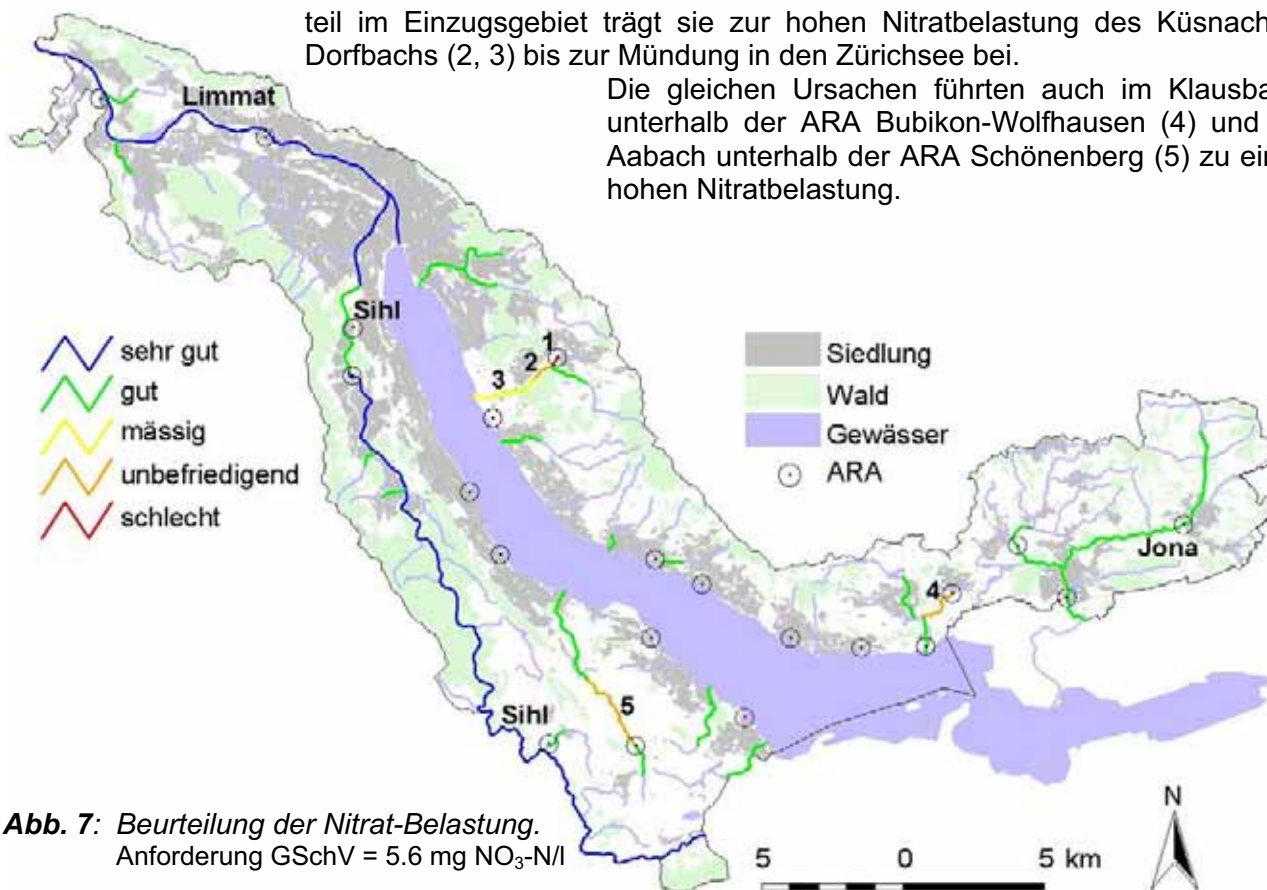


Abb. 7: Beurteilung der Nitrat-Belastung.
Anforderung GSchV = 5.6 mg NO₃-N/l

DOC

Problem und Verursacher

Mit der Messgrösse DOC wird der Kohlenstoffanteil der im Wasser gelösten organischen Stoffe bestimmt. Dieser Summenparameter lässt keine direkten Rückschlüsse auf die Zusammensetzung und Herkunft der Kohlenstoffverbindungen zu. Es kann sich sowohl um künstlich hergestellte und eingetragene Verbindungen, als auch um natürliche organische Stoffe aus dem Einzugsgebiet handeln. Der natürliche DOC-Gehalt schwankt je nach Jahreszeit, Pflanzenwachstum und Gewässertyp. Insbesondere kleinere Fließgewässer aus Moor- oder Waldgebieten und Seeabflüsse können relativ hohe DOC-Konzentrationen aufweisen. Eine anthropogen bedingte Erhöhung des DOC-Gehaltes war früher oft auf eine ungenügende Abwasserreinigung zurückzuführen, kommt heute aber kaum mehr vor. Werden jedoch gleichzeitig hohe Ammonium- und Nitritkonzentrationen gemessen, ist ein Hinweis auf ungenügende Abwasserreinigung gegeben.

Beurteilung

Insgesamt 84 % der in den Jahren 2006/07 untersuchten Wasserproben erfüllten die Anforderungen für DOC.

Als Seeabfluss weist der Abfluss des Lützelsees (1) natürlicherweise erhöhte DOC-Konzentrationen auf. Auch die erhöhten DOC-Konzentrationen in der Sihl und in verschiedenen kleinen Zuflüssen in den Zürichsee sind natürlichen Ursprungs. Im Chliweidlibach nach der ARA Zumikon (2) und im Klausbach nach der ARA Bubikon-Wolfhausen (3) sind einerseits das schlechte Verdünnungsverhältnis von Bachwasser zu gereinigtem Abwasser für den unbefriedigenden Zustand verantwortlich. Andererseits tragen auch Entlastungen aus dem Einzugsgebiet zur DOC-Belastung bei. Im Hornbach (4) sowie seinen Zuflüssen Wehrenbach (5) und Stöckentobelbach (6) kam es während Niederschlägen zu einem massiven Anstieg der DOC-Konzentration, was hauptsächlich auf Entlastungen aus dem Siedlungsgebiet zurückzuführen sein dürfte.

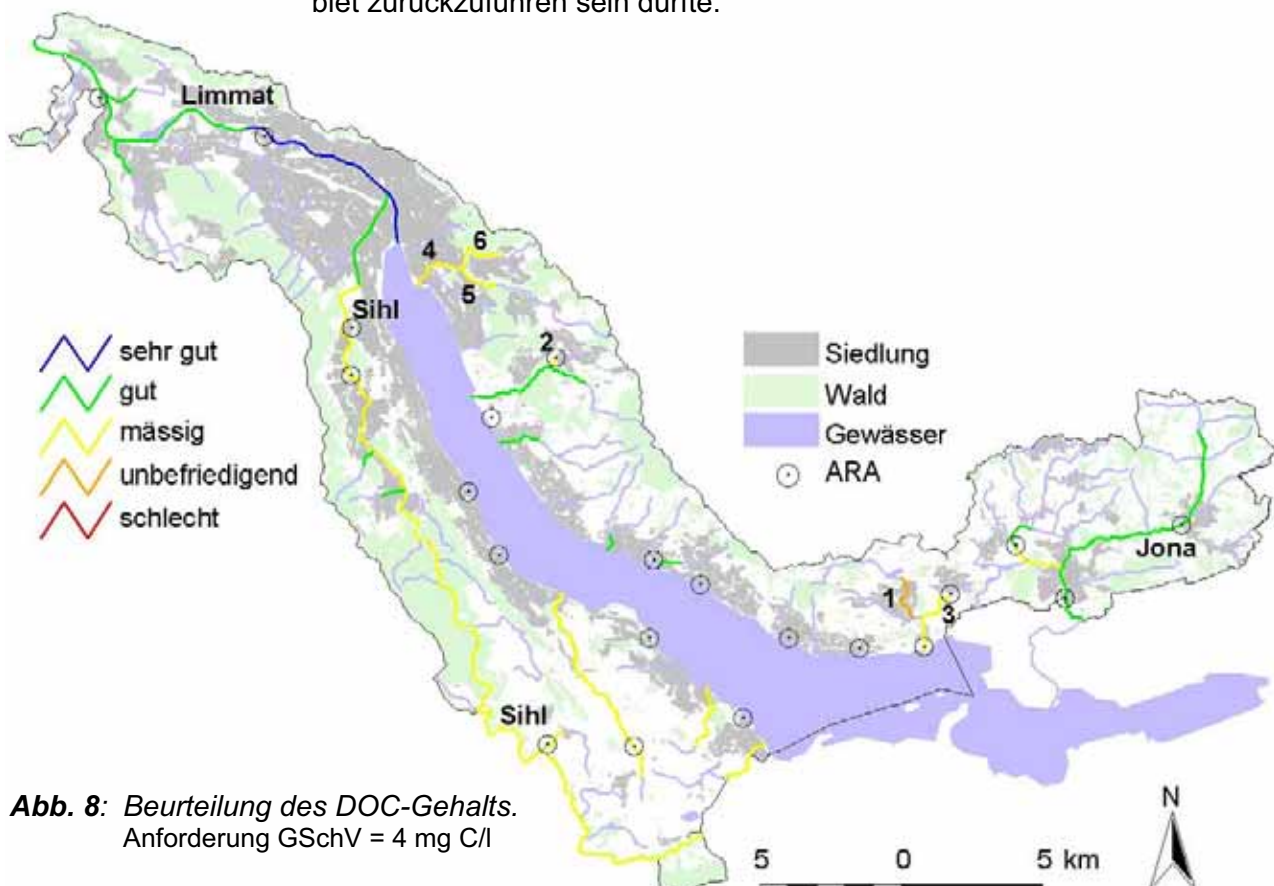


Abb. 8: Beurteilung des DOC-Gehalts.
Anforderung GSchV = 4 mg C/l

Phosphat

Problem und Verursacher

Während in Seen die Produktion von Biomasse massgeblich durch Phosphat limitiert wird, reichen in Fliessgewässern die geringen natürlichen Konzentrationen für ein gutes Wachstum der Pflanzen, da durch das strömende Wasser dieser Nährstoff stets nachgeliefert wird. In natürlichen, vom Menschen nicht belasteten Fliessgewässern liegen die Phosphatkonzentrationen unter $0.02 \text{ mg PO}_4\text{-P/l}$. Phosphat wird stark an Bodenpartikel gebunden und deshalb kaum ausgewaschen, jedoch durch Erosion von Feststoffen in die Gewässer eingetragen. Einleitungen aus Abwasserreinigungsanlagen und Entlastungen bei Niederschlägen aus der Kanalisation tragen zur weiteren Phosphorbelastung bei. Wegen der grossen Bedeutung von Phosphat als Nährstoff in Seen wurde die Zielvorgabe für Fliessgewässer im Einzugsgebiet von Seen tiefer angesetzt als für die übrigen Fliessgewässer. Für grössere ARAs im Einzugsgebiet von Seen gelten deshalb die verschärften Einleitungsbedingungen von $0.2 \text{ mg P}_{\text{tot}}/\text{l}$ im Ablauf, während für kleinere Anlagen oder Anlagen unterhalb von Seen ein Wert von $0.8 \text{ mg P}_{\text{tot}}/\text{l}$ gilt.

Beurteilung

Nur 86% aller Proben erfüllten die Zielvorgabe für Phosphat. Dieser unbefriedigende Zustand ist auf verschiedene Ursachen zurückzuführen. Wegen schlechter Verdünnung des gereinigten Abwassers mit Bachwasser wurden im Chliweidlibach (1) unterhalb der ARA Zumikon die Zielvorgaben für Phosphat nicht erfüllt. Die hohe Phosphatbelastung im Chliweidlibach führte nach der Mündung in den Küssnachter Dorfbach dort ebenfalls zu erhöhten Messwerten. Die gleiche Ursache führte auch im Klausbach nach der ARA Bubikon-Wolfhausen (2) und im unterliegenden Feldbach zu einem schlechten, respektive unbefriedigenden Zustand. Im Aabach unterhalb der ARA Schönenberg (3) wurden ebenfalls hohe Phosphatwerte gemessen. Diese Anlage verfügt über eine Phosphatfällung, muss aber nicht die verschärften Einleitungsbedingungen erfüllen, da es sich um eine kleine Anlage handelt. Auch in der Jona unterhalb der ARA Rüti (4) und der Schwarz (5) konnte die Zielvorgabe für Phosphat knapp nicht eingehalten werden. Erhöhte Phosphatkonzentrationen traten hier ausschliesslich während Niederschlägen auf und sind auf Entlastungen aus der Kanalisation und dem Einzugsgebiet zurückzuführen. Die hohen Phosphatkonzentrationen im Posengraben (6) sowie in verschiedenen kleinen Zuflüssen zum Zürichsee ohne gereinigtes Abwasser (7 Reidbach Wädenswil; 8 Mühlibach Richterswil; 9 äusserer Dollikerbach) traten überwiegend während Regenereignissen auf. Sie sind einerseits auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung zurückzuführen, andererseits weisen die gleichzeitig erhöhten Zink- oder Kupferkonzentrationen darauf hin, dass die Gewässer auch durch Entlastungen aus dem Siedlungsgebiet belastet werden. Auch im Hornbach (10) traten hohe Phosphatkonzentrationen nur während Niederschlägen auf. Sie sind auf Entlastungen aus dem Siedlungsgebiet zurückzuführen, da die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet mit 24% gering ist und auch kein gereinigtes Abwasser in den Bach gelangt.

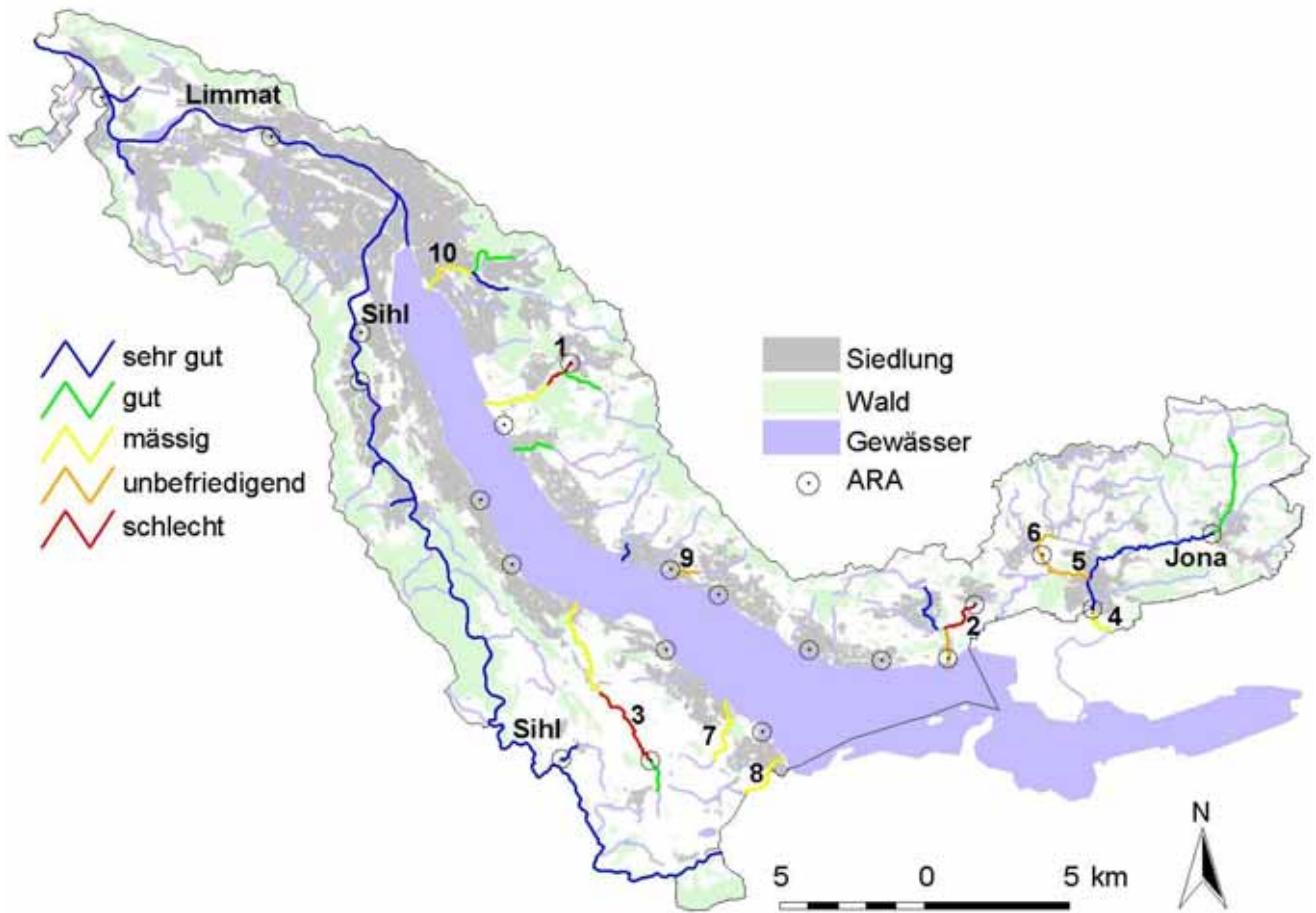


Abb. 9: Beurteilung der Phosphat-Belastung.
Zielvorgabe im Einzugsgebiet von Seen = 0.04 mg PO₄-P/l
übrige Gewässer = 0.08 mg PO₄-P/l

Pestizide

Pestizide sind chemische Substanzen, die zur Bekämpfung unerwünschter Organismen im Pflanzen- und Materialschutz sowie in der Schädlingsbekämpfung verwendet werden. Die wichtigsten Stoffgruppen sind:

- **Herbizide**, welche selektiv gegen Unkraut oder als Totalherbizide gegen jeglichen Pflanzenaufwuchs eingesetzt werden.
- **Insektizide/Akarizide** zur Bekämpfung von Insekten und Spinnentieren.
- **Fungizide/Bakterizide** zur Bekämpfung von Pilzen und Bakterien.

Je nach Einsatzgebiet der Produkte, die Pestizide enthalten, unterscheidet man zwischen Pflanzenschutzmitteln und Biozidprodukten. Die Pflanzenschutzmittel werden hauptsächlich in der Landwirtschaft eingesetzt, wo sie Nutzpflanzen vor Schädlingen schützen oder unerwünschte Pflanzen vernichten. Sie kommen aber auch auf Grünflächen und Sportplätzen sowie in Haus und Garten zur Anwendung. Biozidprodukte werden zum Schutz von Materialien wie Fassadenverputzen oder Textilien, zur Desinfektion oder zur Bekämpfung von schädlichen oder lästigen Tieren eingesetzt.

In der Gewässerschutzverordnung sind die Anforderungen für Pestizide im Grundwasser, welches als Trinkwasser genutzt wird, und in Fliessgewässern auf 0.1 µg/l je Einzelstoff festgelegt. Vorbehalten bleiben andere Werte aufgrund von Einzelstoffbeurteilungen im Rahmen des Zulassungsverfahrens, was bisher aber bei keinem Stoff zur Anwendung kam. Der numerische Wert von 0.1 µg/l wurde vorsorglich im Hinblick auf das Schutzziel Trinkwasser gewählt. Zur Beurteilung der stoffspezifischen Wirkung auf die Organismen im Wasser ist dieser einheitliche Wert unbefriedigend, da er die sehr unterschiedliche Toxizität der Einzelstoffe nicht berücksichtigt. Durch die EAWAG wurde im Auftrag des BAFU ein Konzept zur wirkungsbasierten Beurteilung von Pestiziden erarbeitet (Chèvre et al., 2006), welches für die Auswertung der Pestiziduntersuchungen in den Einzugsgebieten von Sihl, Limmat und Zürichsee verwendet wurde.

Datenauswertung

Für eine Anzahl von Wirkstoffen konnten Chèvre et al. (2006) aufgrund von Literaturdaten Qualitätskriterien zur Beurteilung der chronischen Toxizität (CQK) und der akuten Toxizität (AQK) definieren. Aufgrund fehlender Grundlagen liegen aber bei weitem noch nicht für alle Pestizidwirkstoffe stoffspezifische Qualitätskriterien vor.

Bei der chronischen Toxizität muss zur Beurteilung der Belastungssituation zusätzlich die Einwirkdauer berücksichtigt werden. Da bei den Untersuchungen in den Einzugsgebieten von Sihl, Limmat und Zürichsee in den Jahren 2006/07 jeweils von März bis Oktober monatlich nur eine Probe pro Stelle untersucht werden konnte, musste das Konzept von Chèvre et al. gemäss Abbildung 10 angepasst werden.

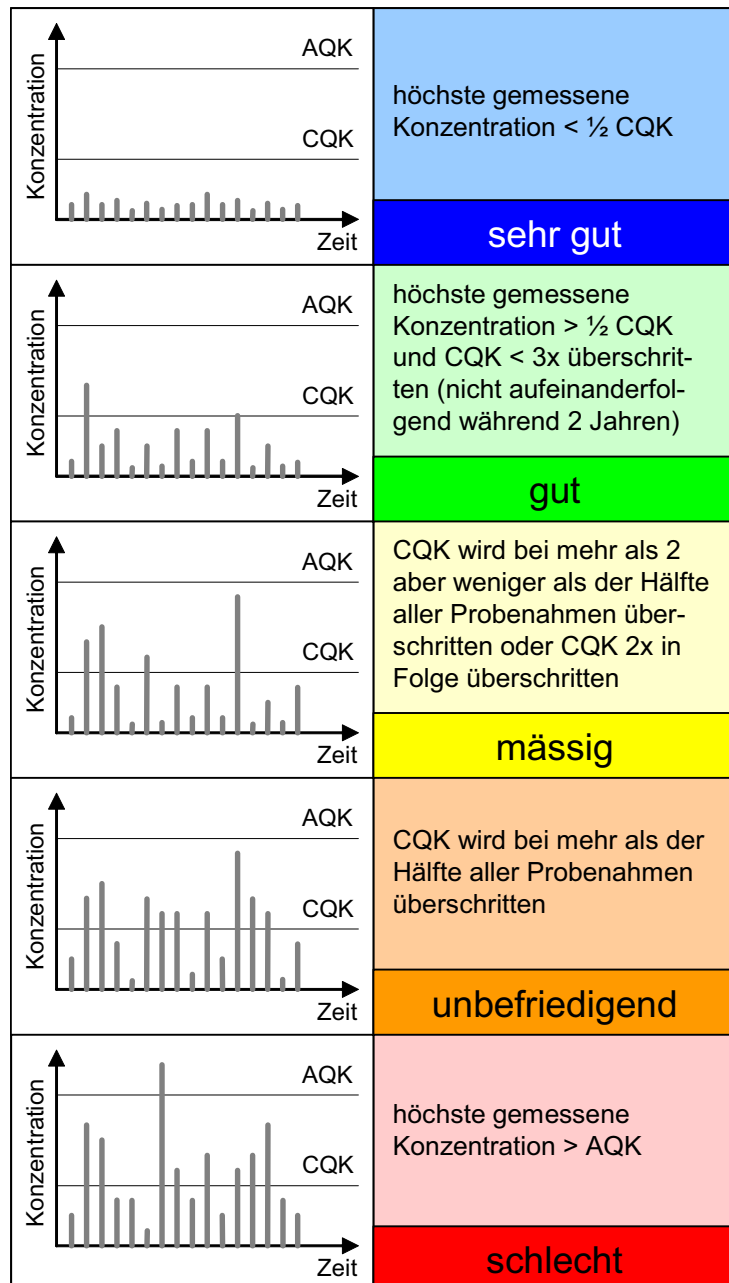
Die Beurteilung von Pestizidgemischen ist nur sinnvoll für Stoffgruppen mit dem gleichen Wirkstoffmechanismus. Für die Beurteilung einer solchen Stoffgruppe kann für eine Untersuchungsprobe die Summe der Risikoquotienten (RQ) der Einzelstoffe gebildet werden:

$$RQ_{\text{Einzelstoff}} = \frac{\text{Konz. (Konzentration gemessen)}}{\text{CQK (Qualitätskriterium chronisch)}}$$

$$RQ_{\text{Mischung}} = \frac{\text{Konz.}_i}{\text{CQK}_i} + \frac{\text{Konz.}_j}{\text{CQK}_j} + \dots$$

Ist die Summe der Risikoquotienten grösser als eins, kann durch die beurteilte Stoffgruppe das Risiko einer chronischen Gefährdung der Wasserorganismen bestehen. Das analoge Vorgehen wurde für die Beurteilung der akuten Toxizität angewendet.

Abb. 10: Schema zur Beurteilung der Belastungssituation einer Untersuchungsstelle durch Pestizidwirkstoffe aufgrund von monatlichen Stichproben (AQK = akutes und CQK = chronisches Qualitätskriterium).



Herbizide

Atrazin

In den Jahren 2006/07 wurden vom Gewässerschutzlabor insgesamt 636 Wasserproben auf Pestizide untersucht. Atrazin war das am häufigsten nachgewiesene Herbizid. Es wurde in 277 Proben (44 %) in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze gemessen. In 13 Proben lagen die Konzentrationen über 0.1 µg/l (2.5 %), womit die Anforderung gemäss GSchV nicht erfüllt werden konnte.

Nach dem Verbot von Atrazin in der EU ist Atrazin in der Schweiz seit dem Jahr 2008 ebenfalls nicht mehr zugelassen. Bis Ende 2011 darf Atrazin allerdings noch eingesetzt werden. Der Wirkstoff wird in der Schweiz vorwiegend im Maisanbau verwendet. Mit einem Wert von 1.8 µg/l als Qualitätskriterium für die chronische Toxizität (CQK) und einem Wert von 15 µg/l für die akute Toxizität (AQK) beurteilen Chèvre et al. (2006) Atrazin als relativ unproblematisch für die aquatischen Organismen. Der Wert von 1.8 µg/l wurde auch während der Applikationsperiode (Mai – Juli) bei keiner Wasserprobe überschritten.

Diuron

Mit einem CQK von 0.15 µg/l und einem AQK von 1.3 µg/l wird Diuron als wesentlich problematischer beurteilt. Dieser Stoff wurde in 6 % aller Wasserproben in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 0.02 µg/l gemessen. Diuron ist als Bodenherbizid im Obst- und Rebbau sowie im Gemüsebau (Spargeln) zugelassen, wobei sich die Anwendung meist auf relativ kleine Flächen beschränkt. Als Wirkstoff gegen Algenbewuchs wird Diuron auch in Baumaterialien wie Dispersionsfarben und Aussenputzen verwendet und kann durch Auswaschung auch über diese Anwendungen in die Gewässer gelangen.

Von der deutschen Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wurde für Diuron mit 0.05 µg/l ein sehr tiefer Wert als Zielvorgabe festgelegt. 1.6 % der in den Jahren 2006/07 untersuchten Proben überschritten diesen Wert. 0.5 % konnten auch das Kriterium für die chronische Toxizität nach Chèvre et al. (2006) von 0.15 µg/l nicht erfüllen. Die höchste Konzentration von Diuron wurde mit 1.47 µg/l im September 2007 im Chliweidlibach unterhalb der ARA Zumikon gemessen. Im kurzen Abschnitt bis zur Mündung in den Küssnacher Dorfbach wurde dabei das Kriterium für die akute Toxizität (AQK) von 1.3 µg/l überschritten.

Auswertung nach Wirkstoffgruppen

Für die Organismen im Wasser sind letztlich nicht die Konzentrationen der Einzelstoffe, sondern die Summe der Effekte aller Substanzen einer Gruppe mit dem gleichen Wirkungsmechanismus entscheidend. Die weit verbreiteten Triazine (Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Terbutryn) und Phenylharnstoffe (Diuron, Isoproturon, Linuron) haben gemeinsam, dass es sich um Herbizide handelt, welche die biochemischen Prozesse der Photosynthese beeinträchtigen (Wirkungsort Photosystem II). Gemäss Chèvre et al. (2006) ist es sinnvoll, durch die Berechnung der Summe der Risikoquotienten eine Gesamtbeurteilung für die beiden Stoffgruppen vorzunehmen.

Beurteilung

Der Zustand der Belastung durch Triazine und Phenylharnstoffe im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee musste nur im Chliweidlibach unterhalb der ARA Zumikon als schlecht beurteilt werden (1). Dieser Befund wurde durch die hohe Diuron-Konzentration vom September 2007 verursacht (siehe oben). Bei allen übrigen Messstellen kann die Belastung durch Triazine und Phenylharnstoffe als gut bis sehr gut beurteilt werden. Es traten zwar vereinzelt erhöhte Konzentrationen von verschiedenen Herbiziden aus dieser Wirkstoffgruppe auf (Diuron, Isoproturon, Terbutryn), das Qualitätskriterium für die chronische Toxizität wurde allerdings nie in Folge überschritten, was die dennoch gute Beurteilung erklärt (vgl. Abb. 10).

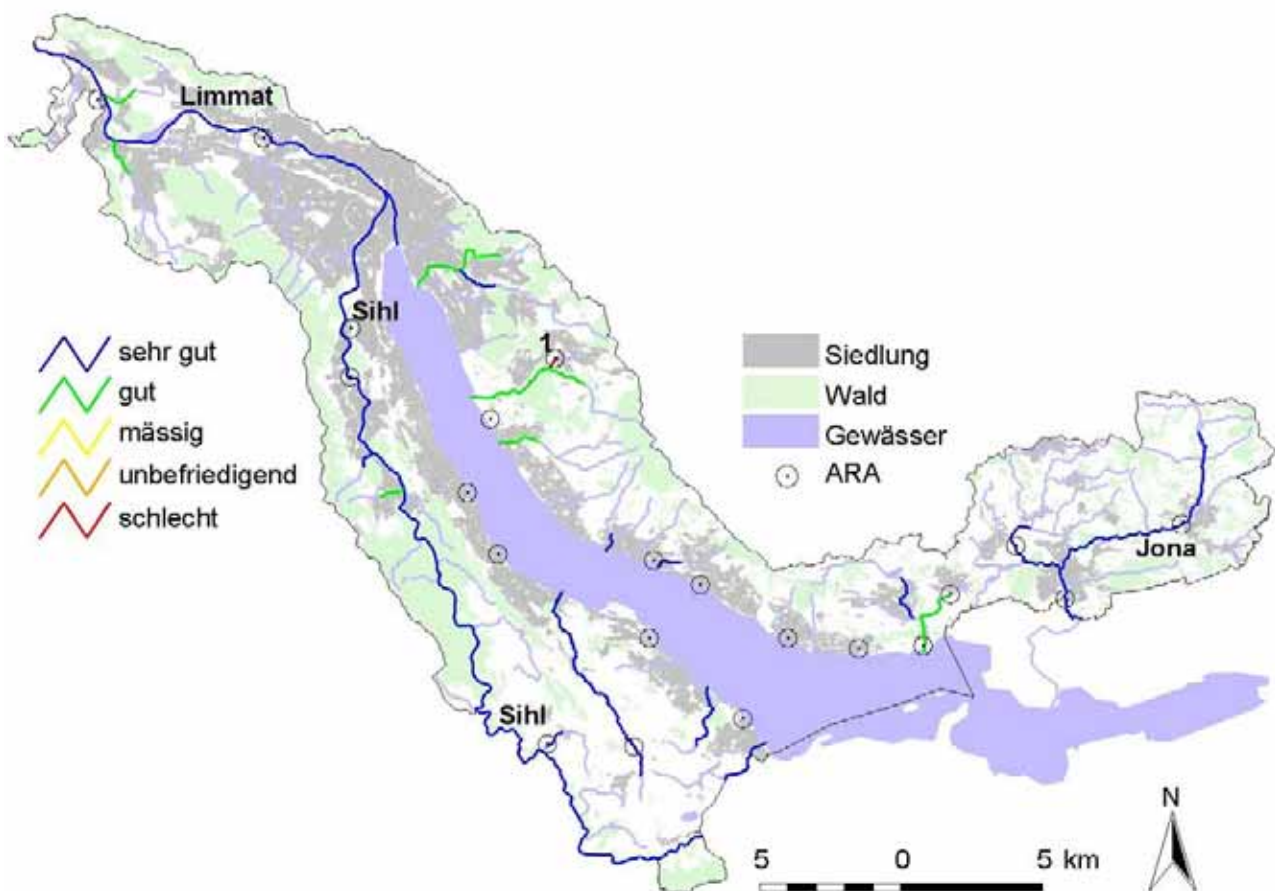


Abb. 11: Beurteilung der Belastung durch Herbizide (Triazine und Phenylharnstoffe).

Insektizide

Die heute verwendeten Insektizide sind hochwirksame Stoffe, die bei einem Eintrag in Gewässer bereits in niedrigsten Konzentrationen Insekten, Krebse und allenfalls Fische schädigen können. 1997 ereignete sich nach einem Einsatz von Cypermetrin im Rapsanbau eine Gewässerverschmutzung durch unsachgemässe Entsorgung des Spülwassers. Die Folge waren mehrere tausend tote Krebse. Solche Fälle mit toten Krebsen oder toten Fischen werden häufig von Passanten oder Fischern entdeckt und als Gewässerverschmutzungen gemeldet. Stets im Verborgenen bleiben aber alle Verschmutzungen, bei denen „nur“ Insekten geschädigt werden, weil diese unerkannt bleiben.

Cypermetrin wurde bei den Untersuchungen in den Jahren 2006/07 in keiner Wasserprobe in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze gemessen. Als einziges Insektizid neben Diazinon wurde Pirimicarb 16-mal an verschiedenen Messstellen unterhalb von ARAs nachgewiesen. Pirimicarb ist ein Insektizid, welches sowohl in landwirtschaftlichen Kulturen als auch in Publikumsprodukten sehr selektiv gegen Blattläuse eingesetzt wird. Mit 0.11 µg/l lag die im Juli 2006 gemessene Konzentration im Chliweidlibach unterhalb der ARA Zumikon knapp über der Anforderung gemäss GSchV. Leider stehen für diesen Wirkstoff keine Angaben zur Toxizität zur Verfügung.

Diazinon

Das in den Einzugsgebieten von Sihl, Limmat und Zürichsee am häufigsten gemessene Insektizid war Diazinon. Neben der landwirtschaftlichen Anwendung ist Diazinon in Publikumsprodukten für Haus und Garten sehr weit verbreitet. Es handelt sich um ein Insektizid aus der Gruppe der Organophosphate. Da es der einzige Wirkstoff aus dieser Gruppe ist, der in der Messperiode nachgewiesen wurde, entspricht die Auswertung des Einzelstoffs gleichzeitig der Auswertung der Wirkstoffgruppe.

Beurteilung

In 62 (10 %) von 636 untersuchten Wasserproben wurde Diazinon in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 0.01 µg/l nachgewiesen. Gemäss Chèvre et al. (2006) ist das Qualitätskriterium für die chronische Toxizität von Diazinon mit 0.003 µg/l bei einem sehr tiefen Wert festgelegt. Das heisst jeder Wert, der über der Bestimmungsgrenze erfasst wurde, stellt bereits eine potenzielle Gefährdung der aquatischen Organismen dar. Der Wert für die akute Toxizität liegt bei 0.14 µg/l. Diese Konzentration wurde in der Messperiode 2006/07 in 7 Wasserproben überschritten (1 %). Die betroffenen Stellen wurden bei der Beurteilung als schlecht klassiert. Diese Messstellen befinden sich alle unterhalb von ARAs: Aabach nach ARA Schönenberg (1), Feldbach vor Zürichsee (2) und der darin einmündende Klausbach nach ARA Bubikon-Wolfhausen (3) sowie die Schwarz unterhalb der ARA Dürnten-Bubikon (4). Auch Stellen, welche als mässig oder unbefriedigend beurteilt wurden, liegen oftmals unterhalb von ARAs.

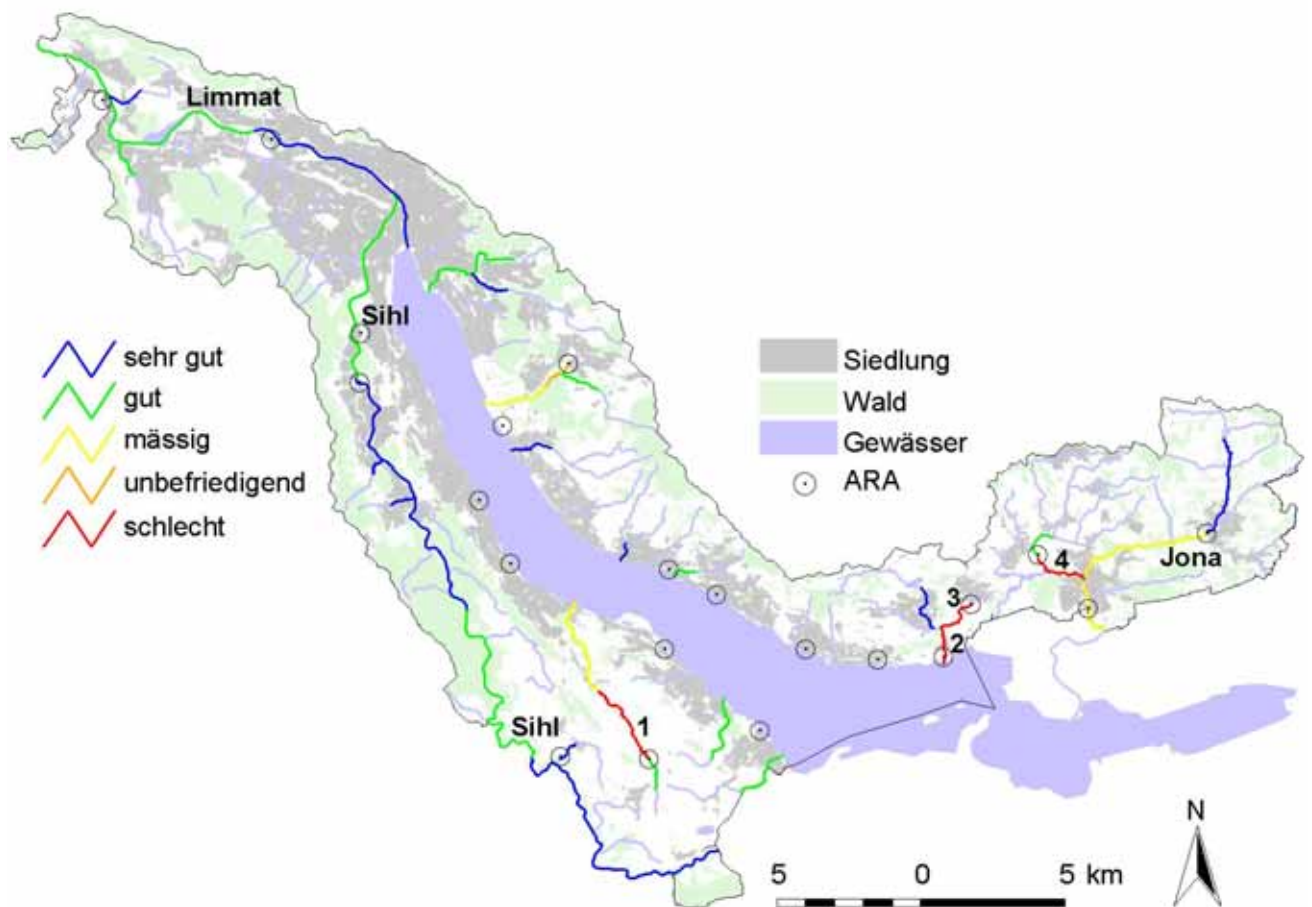


Abb. 12: Beurteilung der Belastung durch das Insektizid Diazinon.

Während bei Herbiziden erhöhte Konzentrationen in Fliessgewässern oft während der Applikationsperiode gemessen werden, wiesen die Konzentrationen von Diazinon zwischen März und Oktober keinen saisonalen Verlauf auf. Dieser Sachverhalt legt zusammen mit der weiten Verbreitung von Diazinon in Publikumsprodukten und dem häufig beobachteten Eintrag über ARAs den Schluss nahe, dass die Verwendung in Haus und Garten eine Hauptquelle der Diazinonbelastung darstellt. Besonders problematisch dürften das unsachgemässe und übermässige Spritzen, das Auswaschen von Spritzgeräten und Gebinden sowie die unsachgemässe Entsorgung von Resten der Spritzmittelbrühe über die Kanalisation sein.

Anforderung gemäss Gewässerschutzverordnung

Neben der ökologisch begründeten, stoffspezifischen Beurteilung gilt es die numerische Anforderung für Pestizide gemäss GSchV von 0.1 µg/l je Einzelstoff zu überprüfen. Dieser Wert wurde in Hinblick auf das Schutzziel Trinkwasser festgelegt.

Bei den Untersuchungen der Jahre 2006/07 wurden in 636 Wasserproben insgesamt 213 Werte mit Pestizidkonzentrationen über 0.1 µg/l gemessen. Mit 60 Werten (9 %) war Mecoprop der Wirkstoff, welcher die Zielvorgabe am häufigsten nicht einhalten konnte. Mecoprop wird sowohl in der Landwirtschaft als auch in Publikumsprodukten zur Unkrautbekämpfung auf Zier- und Sportrasen verwendet. Auch in Abdichtmassen im Flachdachbau wird Mecoprop verwendet und kann über die Dachentwässerung in die Gewässer gelangen. Mit einem Wert von 50 µg/l als Zielvorgabe wird Mecoprop von der deutschen LAWA als unproblematisch für aquatische Organismen eingestuft. 2,6-Dichlorbenzamid (Abbauprodukt von Dichlobenil, ein weiteres Herbizid zur Unkrautbekämpfung) überschreitet die Zielvorgaben gemäss GSchV in 8 % der Proben, gefolgt von Atrazin (2 %) und Isoproturon (1.7 %).

Tab. 5: Pestizide, welche 2006/07 in Konzentrationen über 0.1 µg/l gemessen wurden. Total 636 untersuchte Wasserproben (CQK Qualitätskriterium für chronische und AQK für akute Toxizität, ZV = Zielvorgabe, LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser).

Stoff- gruppe	Wirkstoff	Anzahl Messwert > 0.1 µg/l	höchster Wert [µg/l]	CQK [µg/l]	AQK [µg/l]	ZV LAWA [µg/l]
Herbizid	Mecoprop	60	11.47			50.00
Herbizid	2,6-Dichlorbenzamid	54	0.49			
Repellent	DEET	28	3.11			
Herbizid	Atrazin	13	0.81	1.8	15	
Herbizid	Isoproturon	11	1.23	0.27	2.2	0.30
Herbizid	MCPA	9	3.62			2.00
Insektizid	Diazinon	9	0.76	0.003	0.14	
Herbizid	Desethylatrazin	6	0.19			
Herbizid	2,4-D	5	0.62			2.00
Herbizid	Triclopyr	4	0.28			
Herbizid	Diuron	3	1.47	0.15	1.3	0.05
Herbizid	Simazin	3	0.23	2.8	23	0.10
Herbizid	Terbutryn	2	0.51	0.17	1.4	
Herbizid	Dichlobenil	2	0.14			
Fungizid	Penconazol	1	0.29			
Herbizid	Metazachlor	1	0.30	0.13	1.9	0.40
Herbizid	Metolachlor	1	2.56	0.3	4.4	0.20
Insektizid	Pirimicarb	1	0.11			

Literatur:
Übersicht über Qualitätsanforderungen der EG, der internationalen Flussgemeinschaften und der LAWA; www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/oberflaechengewaesser/ow_s2_2.htm

Speziell zu erwähnen ist schliesslich noch DEET (Diethyltoluamid), welches in 28 Proben (4%) in Konzentrationen über 0.1 µg/l analysiert wurde. Es

handelt sich bei diesem Stoff nicht um ein Pestizid im eigentlichen Sinn, sondern um ein Repellent. Man versteht darunter Mittel, die auf Schädlinge und Lästlinge abwehrend oder vertreibend wirken. Die Anwendung von DEET in Publikumsprodukten wie Insektensprays oder Sonnenschutzmittel ist weit verbreitet. Auch zum Schutz von Haus- und Nutztieren wird DEET eingesetzt.

Am häufigsten wurden Pestizide in Konzentrationen über $0.1 \mu\text{g/l}$ im Chliweidlibach nach Einleitung des gereinigten Abwassers der ARA Zumikon (1), im Klausbach nach ARA Bubikon-Wolfhausen (2) und im Aabach nach ARA Schönenberg (3) registriert. Dies weist darauf hin, dass im untersuchten Einzugsgebiet Pestizide zu einem grossen Teil mit dem gereinigten Abwasser aus den ARAs in die Gewässer gelangen. In den Einzugsgebieten von Länggenbach (4), äusserem Dollikerbach (5) und Dorfbach Langnau am Albis (6) befinden sich keine ARAs. Es handelt sich somit um Stellen, wo die Hauptbelastung auf Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, Grünflächen im Siedlungsgebiet oder bei Siedlungsgebieten mit Trennsystem auf Einträge über Meteorwasser zurückzuführen ist.

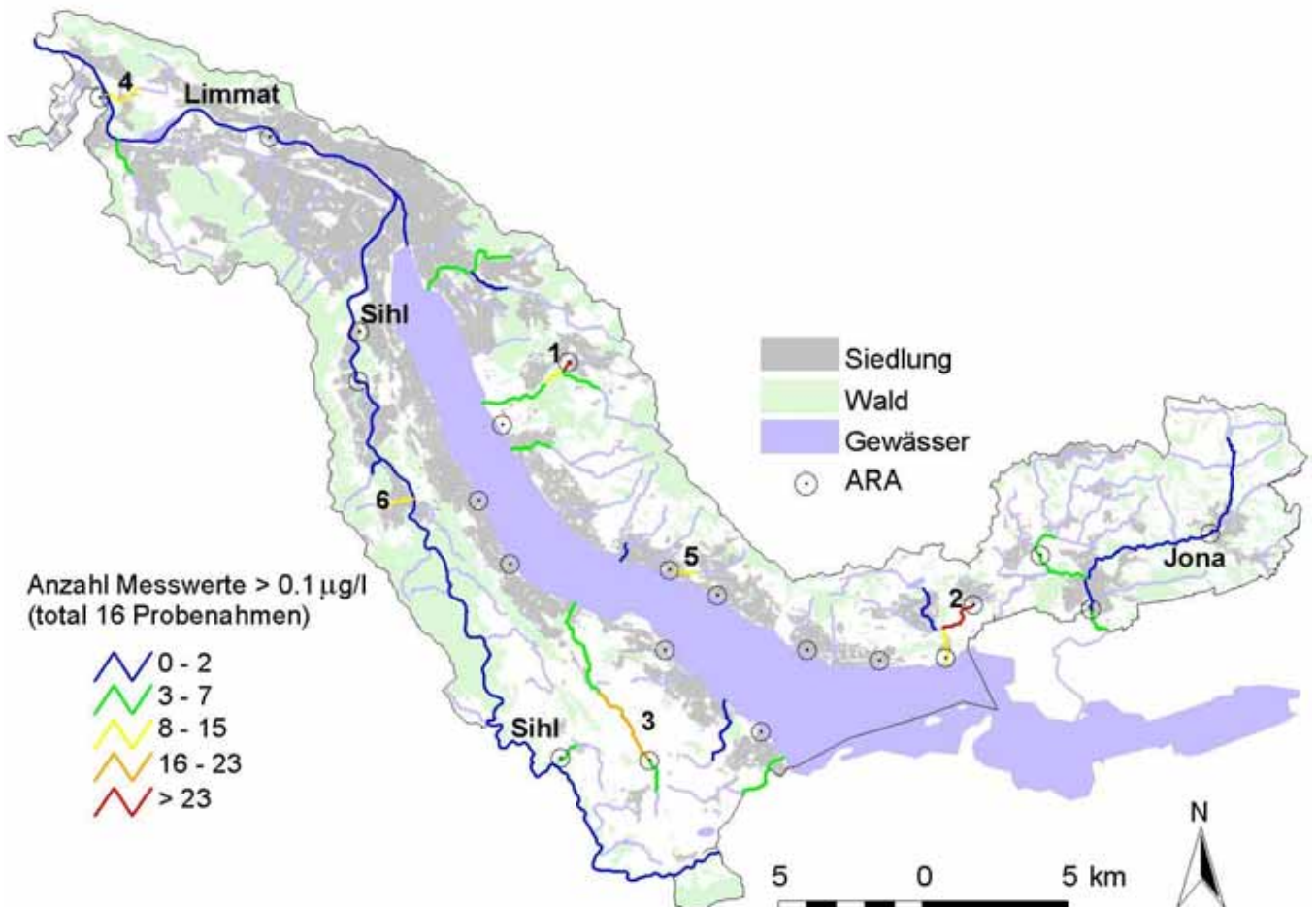


Abb. 13: Beurteilung der Pestizidbelastung durch Anzahl Überschreitungen der Qualitätsanforderung gemäss GSchV.

Schwermetalle

Bedeutung für die Umwelt

Die Schwermetalle Kupfer, Eisen, Nickel, Zink und Chrom sind als Spurenelemente für die Lebewesen essentiell, d.h. sie sind für bestimmte biologische Prozesse zwingend erforderlich, ansonsten treten Mangelercheinungen auf. Die essentiellen Schwermetalle dürfen in den Gewässern aber nur in sehr niedrigen Konzentrationen vorliegen, da sonst toxische Effekte auftreten können. Blei, Cadmium und Quecksilber werden für keine Zellfunktionen benötigt. Sie wirken bereits in Konzentrationen im Mikrogrammbereich akut toxisch. Allgemein ist zu beachten, dass die chemische Form, wie ein Schwermetall vorliegt, darüber entscheidet, ob es durch ein Lebewesen aufgenommen wird und es dadurch schädigen kann. So sind Schwermetalloxide, -sulfide und andere schwerlösliche Salze im Gegensatz zu freien Schwermetallionen kaum biologisch aufnehmbar. Organische Schwermetallverbindungen wie z.B. Tributylzinn, das als Biozid verwendet wurde, sind bereits in Konzentrationen von wenigen Nanogramm pro Liter für Wassertiere schädlich.

Herkunft und Eintragspfade

Die Eintragspfade der Schwermetalle sind sehr unterschiedlich. Schwermetalle aus der Industrie, zum Beispiel aus der Galvanik oder Leiterplattenherstellung, gelangen trotz betriebsinterner Abwasservorbehandlung in die ARAs. Angelagert an Klärschlammpartikel wird der grösste Anteil zwar aus dem Abwasser entfernt; ein kleinerer Teil gelangt jedoch mit dem gereinigten Abwasser in die Gewässer. Strassenabwässer enthalten beachtliche Schwermetallmengen. Die Schwermetalle liegen meist adsorbiert an feine Partikel vor. Gelingt es, diese feinen Partikel aus dem Abwasser zu entfernen, kann die Umwelt weitgehend entlastet werden. Dies kann heute erfolgreich mittels so genannter Retentionsfilterbecken für die Strassenabwasserbehandlung erreicht werden. Durch die Umstellung auf bleifreies Benzin und durch den Verzicht auf bleihaltige Anstriche konnte die Bleibelastung deutlich reduziert werden. Weiterhin häufig Verwendung finden aber Kupfer und Zink in Baumaterialien. Durch den Abtrag dieser beiden Schwermetalle von Dächern, Abflussrohren, Leitungen sowie von anderen verzinkten Gegenständen gelangen diese Metalle in die Oberflächengewässer und ins Grundwasser.

Schwermetalle im Wasser

Die eidgenössische Gewässerschutzverordnung (GSchV) definiert die maximal zulässigen Schwermetallkonzentrationen als Anforderungen für die Oberflächengewässer. Dabei werden die metallspezifischen toxischen Eigenschaften mitberücksichtigt. Diese numerischen Angaben werden für die Bewertung der Wasserqualität verwendet.

Die Schwermetallbelastung des frei fliessenden Wassers stellte in den letzten Jahren in den Fliessgewässern des Kantons Zürich kein Problem dar, weshalb Kontrollmessungen nur in grösseren zeitlichen Abständen durchgeführt werden. In den Zuflüssen auf der rechten Seite des Zürichsees wurden die Schwermetalle im fliessenden Wasser im Januar 2006 untersucht. In den Zuflüssen auf der linken Seeseite sowie an den Probenahmestellen an der Sihl und der Limmat erfolgte die entsprechende Untersuchung im März 2007. Im Feldbach und Hornbach vor der Einleitung in den Zürichsee, im Chliweidlibach nach der ARA Zumikon sowie im Klausbach nach der ARA Bubikon-Wolfhausen konnte die Anforderung für Kupfer nicht eingehalten werden. Alle übrigen Messwerte lagen deutlich unter den Anforderungen gemäss

GSchV. Nachfolgende Messungen im Mai, Juni und September 2007 bestätigten im Chliweidlibach unterhalb der ARA Zumikon Kupferkonzentrationen, welche mit Werten zwischen 5.3 und 8.5 µg/l leicht über der Qualitätsanforderung von 5 µg/l lagen. Beim Feldbach, Hornbach und beim Klausbach nach der ARA Bubikon-Wolfhausen erfüllten die Kupferkonzentrationen die Qualitätsanforderung bei den Kontrollmessungen im Jahr 2007.

Schwermetalle im Sediment

Die Schwermetallbelastung der Fliessgewässer durch Strassenabwasser, Entlastungen aus der Kanalisation und Abschwemmungen von Kupfer und Zink aus Baumaterialien erfolgt bei Regenereignissen. Für die Erfassung dieser Belastungen wäre eine ereignisbezogene Probenahme erforderlich, was jedoch im Rahmen eines Routineprogramms nicht möglich ist. Da Schwermetalle an feine Partikel adsorbieren, welche teilweise an strömungsberuhigten Stellen im Fliessgewässer sedimentieren, können auch Sedimentuntersuchungen zur Erfassung der Schwermetallbelastung verwendet werden.

Am rechten Zürichseeufer wurden im November 2006 Sedimentproben erhoben und die Schwermetalle in der Fraktion < 0.063 mm untersucht. Im Einzugsgebiet der Sihl, der Limmat und am linken Zürichseeufer erfolgte die Probenahme im März 2007. Da für die Schweiz in der GSchV nur Anforderungen für die Schwermetallkonzentrationen im Wasser festgelegt sind, nicht aber für Sedimente, wurden für die Bewertung der Messresultate die Zielvorgaben der deutschen Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für das Schutzgut Schwebstoffe und Sedimente verwendet (siehe Literaturhinweis). Die Darstellung mittels fünf Beurteilungsklassen erfolgte nach der gebräuchlichen Abstufung (m = Messwert und ZV = Zielvorgabe: m < 0.5 ZV = sehr gut; 0.5 ZV bis ZV = gut; ZV bis 1.5 ZV = mässig; 1.5 ZV bis 2 ZV = unbefriedigend; > 2 ZV = schlecht).

Kupfer und Zink

Kupfer und Zink sind als Baumaterialien bei Gebäudehüllen und in Hausinstallationen weit verbreitet. Durch Abrieb von Bremsen, Reifen und Strassenbelägen stellen auch Strassen bedeutende Quellen der Belastung mit Kupfer und Zink dar. Bahnlinien sind bei Betrachtungen der Schwermetallbelastung durch Kupfer ebenfalls zu beachten.

Die Zielvorgaben gemäss der deutschen LAWA für das Schutzgut Schwebstoffe und Sedimente konnten mehrmals nicht erfüllt werden. Erhöhte Kupfer- und Zinkkonzentrationen wurden an Untersuchungsstellen festgestellt, welche einen hohen Anteil Siedlungsflächen und Verkehrsträger aufweisen. Die gemessenen Konzentrationen von Kupfer und Zink weisen ein erstaunlich konstantes Verhältnis auf. Dies ist als Hinweis zu werten, dass nicht einzelne Belastungsquellen, wie problematische Betriebe, Altlasten oder mit Kupfer belastete Rebbaufflächen die Hauptquellen der Belastung darstellen. Im Vordergrund stehen somit die weit verbreiteten Belastungen durch Baumaterialien und Verkehrsträger.

Abb. 14: Verhältnis zwischen den Gehalten von Kupfer und Zink der Fliessgewässersedimente (TS = Trockensubstanz).

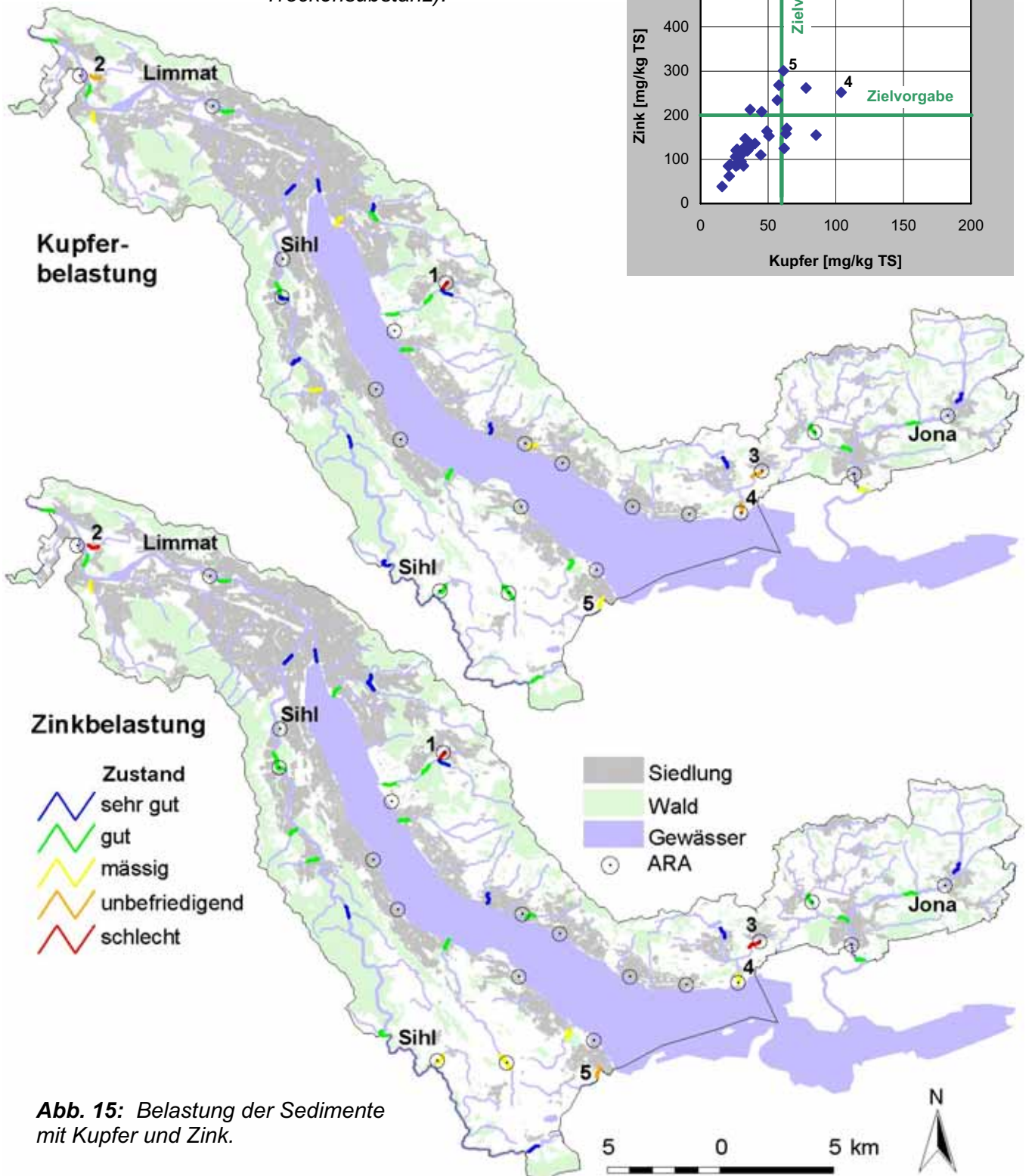
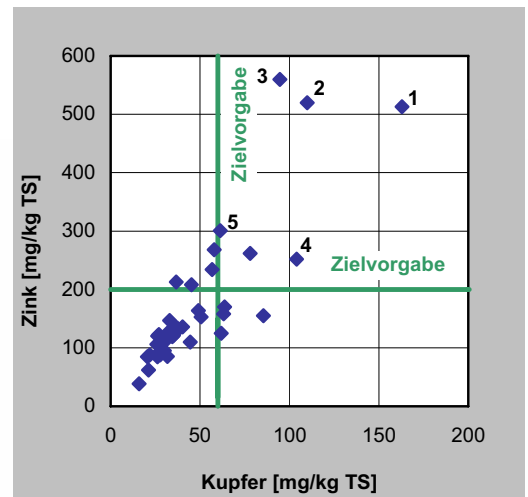


Abb. 15: Belastung der Sedimente mit Kupfer und Zink.

Die höchsten Kupfer- und Zinkgehalte wurden an folgenden Stellen gemessen: Chliweidlibach nach ARA Zumikon (1); Länggenbach vor Limmat (2); Klausbach nach ARA Bubikon-Wolfhausen (3); Feldbach vor Zürichsee (4); Mühlbach Richterswil (5).

Blei und Cadmium

Bei Bodenuntersuchungen werden entlang von Strassen häufig erhöhte Blei- und Cadmiumgehalte gemessen. Über die Strassenentwässerung können diese Schwermetalle bei fehlenden Einrichtungen zum Rückhalt von Schwebstoffen auch in die Gewässer gelangen. Im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee konnten die Zielvorgaben an allen Untersuchungsstellen eingehalten werden.

Quecksilber, Nickel und Chrom

Für Quecksilber, Nickel und Chrom konnten die in Deutschland verwendeten Zielvorgaben an allen Untersuchungsstellen eingehalten werden.

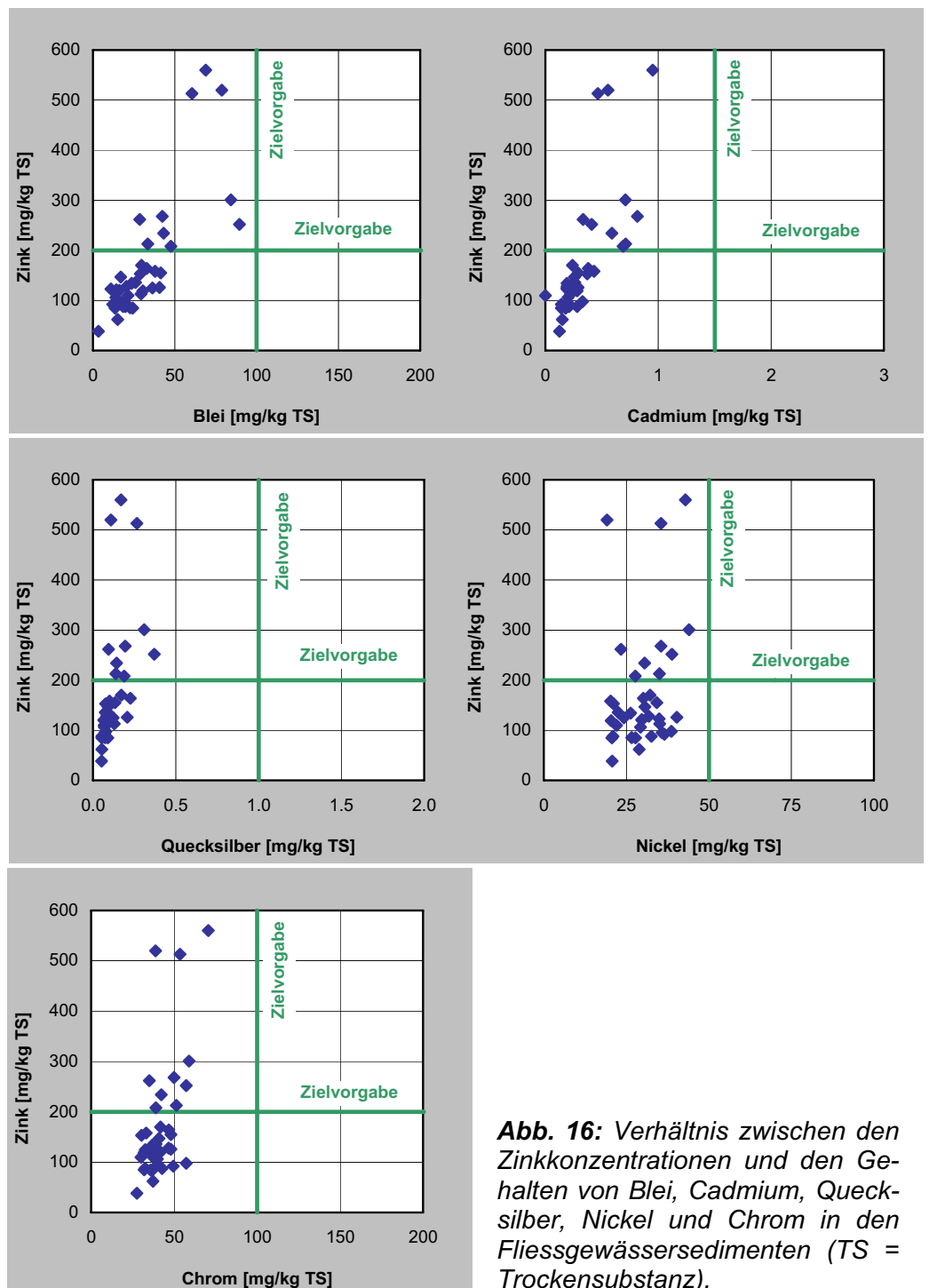


Abb. 16: Verhältnis zwischen den Zinkkonzentrationen und den Gehalten von Blei, Cadmium, Quecksilber, Nickel und Chrom in den Fließgewässersedimenten (TS = Trockensubstanz).

3.3 Wasserführung

Damit die Abflussverhältnisse als wichtiger Aspekt in die integrale Bewertung einfließen konnten, wurde durch die Sektion Oberflächengewässernutzung der Abteilung Wasserbau im AWEL aufgrund von Expertenwissen eine grobe Beurteilung vorgenommen. Die Beurteilung erfolgte also noch nicht aufgrund des kürzlich publizierten Moduls „Hydrologie - Abflussregime“ des Moduls-Stufen-Konzeptes des BAFU.

Beeinträchtigte Abflussverhältnisse weisen die Sihl, die Limmat, die Jona und der Aabach Horgen vor dem Zürichsee auf. Sowohl in der Limmat als auch in der Sihl wirkt sich der Betrieb von mehreren Wasserkraftwerken auf die Abflussverhältnisse aus. In beiden Flüssen treten allerdings keine sprunghaften Veränderungen der Abflussmengen (Schwall/Sunk) auf und die Restwasserbestimmungen werden eingehalten. Die Auswirkungen der Kraftwerkskette an der Jona sind deutlich gravierender. An den Messstellen vor und nach der ARA Wald sind die Restwassermengen ungenügend und unterhalb der ARA Wald und der ARA Rüti treten regelmässig Abflussschwankungen auf. Auch im Aabach Horgen wurden die Abflussverhältnisse aufgrund des starken Schwall/Sunk-Betriebs als unbefriedigend beurteilt.

3.4 Äusserer Aspekt

Untersuchungsmethode

Mit dem BAFU-Modul Äusserer Aspekt wird der Gewässerzustand bezüglich der Kenngrössen Eisensulfidflecken auf Steinen, heterotropher Bewuchs, Schlamm, Schaum, Trübung, Verfärbung, Geruch, Kolmation und Veralgung erfasst. Zweck dieser Erhebungen im Feld ist die Überprüfung der Anforderungen gemäss Anhang 2 der Gewässerschutzverordnung.

Der Äussere Aspekt wurde Ende Winter und im Herbst gleichzeitig mit der Probenahme für die Untersuchungen der Kieselalgen und der Makroinvertebraten erhoben. Zur Charakterisierung der einzelnen Kenngrössen wurde eine dreistufige Skala verwendet (kein Vorkommen; wenig/mittel; starke Ausprägung). Für die Darstellung der geografischen Übersicht wurden für die Parameter Eisensulfid, heterotropher Bewuchs, Kolmation und Schlamm unterschiedliche Befunde der beiden Probenahmen als Zwischenstufen dargestellt. Wurde beispielsweise bei der Erhebung im Frühjahr wenig heterotropher Bewuchs festgestellt, bei der Herbstprobenahme aber kein heterotropher Bewuchs mehr gefunden, erfolgte eine Zuordnung des Gesamtbefunds zur Klasse kein/wenig. Bei der Veralgung wurde der jeweils schlechtere der beiden Befunde dargestellt.

Schaum, Trübung, Verfärbung und Geruch

Geringe Mengen Schaum wurden an verschiedenen Fliessgewässern beobachtet. Da die Schaumbildung auch natürliche Ursachen haben kann, ist eine schwache Ausprägung dieses Merkmals nichts Aussergewöhnliches.

Eine nennenswerte Trübung und vereinzelt auch Verfärbung des Wassers wurde bei wenigen Untersuchungsstellen jeweils bei Probenahmen nach starken Niederschlägen vorgefunden.

Ein leichter Geruch nach Waschmitteln wurde vereinzelt unterhalb verschiedener ARA festgestellt: Chliweidlibach nach ARA Zumikon, Dorfbach Küssnacht nach Chliweidlibach, Klausbach nach ARA Bubikon-Wolfhausen.

Eisensulfidflecken

Beim Abbau organischer Verbindungen in und auf der Gewässersohle wird dem Umgebungswasser Sauerstoff entzogen. Bei fortgeschrittener Sauerstoffzehrung wird Sulfat reduziert. Der dabei entstehende Schwefelwasserstoff bildet mit eisenhaltigen Mineralien schwarze Eisensulfidflecken, welche an der Unterseite von Steinen zu finden sind. Schlammablagerungen fördern ebenfalls die Bildung von Eisensulfid, da sie den Sauerstofftransport ins Sediment erschweren. Eisensulfidflecken sind somit Hinweis auf eine ungenügende Sauerstoffversorgung der Gewässersohle.

Eisensulfidflecken wurden im Klausbach unterhalb der ARA Bubikon-Wolfhausen (1) und in verschiedenen kleinen Fließgewässern gefunden (2 Seeligraben vor Schwarz; 3 Teischlibach vor Limmat; 4 Länggenbach vor Limmat; 5 Albisrieder Dorfbach). All diese Untersuchungsstellen weisen ein sehr geringes Gefälle auf und neigen zur Verschlammung. Im Abfluss des Lützelsees (6) sind neben dem geringen Gefälle und der erhöhten Verschlammung auch der natürlicherweise hohe DOC Gehalt des Wassers für die Bildung von Eisensulfidflecken verantwortlich.

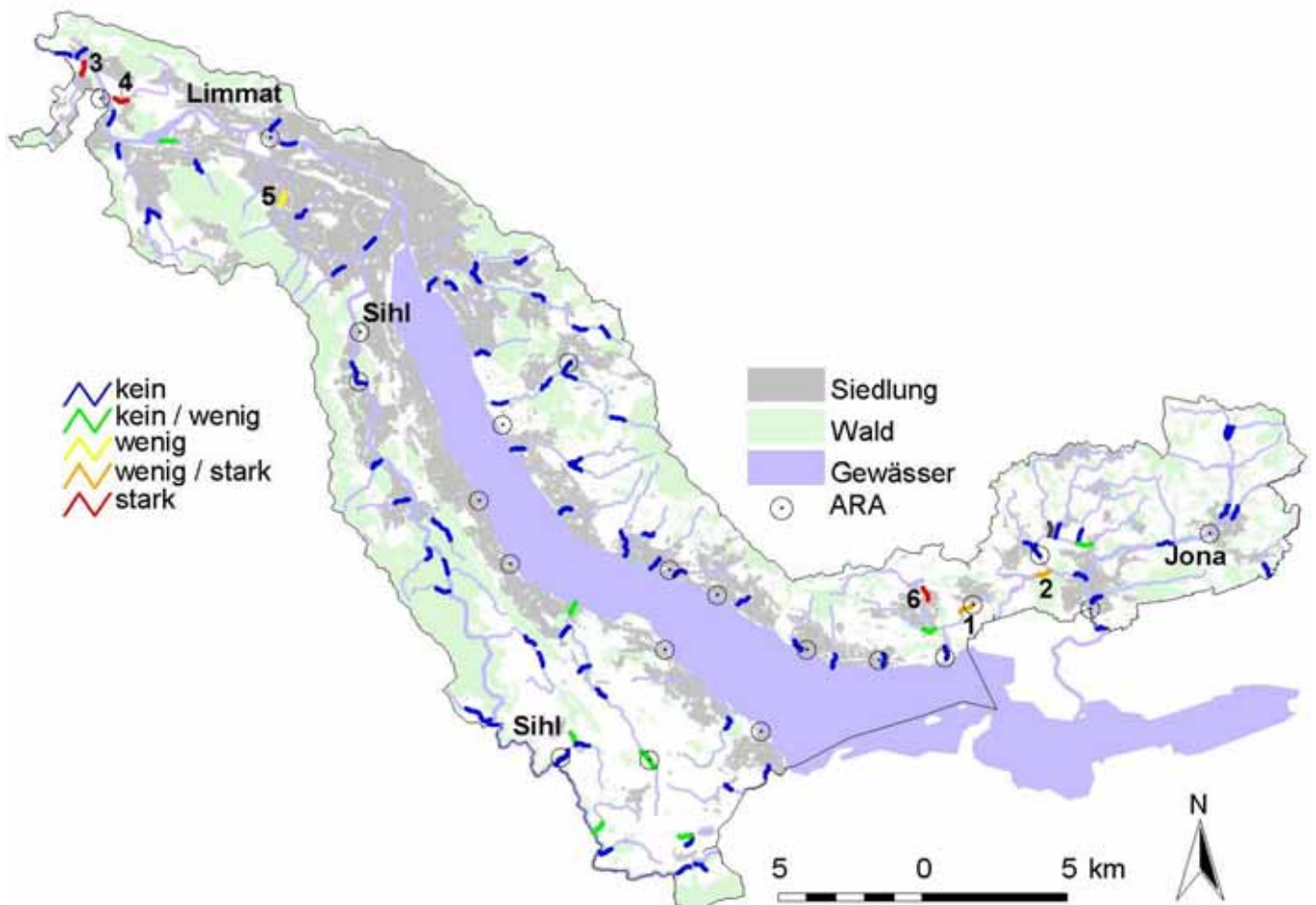


Abb. 17: Beurteilung des Vorkommens von Eisensulfidflecken.

Schlamm

Eine Verschlammung der Gewässersohle kann durch direkten Eintrag von Schwebstoffen aus ARAs verursacht werden. Bei starker hydraulischer oder stofflicher Belastung, beispielsweise bei der Bildung von Blähschlamm in der ARA durch stark kohlenstoffhaltige Abwässer aus der Verarbeitung von Nahrungsmitteln, und ausnahmsweise bei Hochwasserentlastungen, kann die Schlammbelastung der Gewässer deutlich zunehmen.

Durch den Abbau von Falllaub sowie durch die Ablagerung von absterbenden Algen oder Wasserpflanzen kann auch natürlicherweise eine Schlammablagerung auftreten. Diese ist bevorzugt an Stellen mit geringer Strömung zu finden. Eine Verschlammung der Gewässersohle wirkt sich negativ auf die Sauerstoffversorgung aus, wodurch an verschlammten Stellen oftmals auch Eisensulfidflecken auftreten.

Im Abfluss des Lützelsees (1) und des Bergweihers in Horgen (2) kam es aufgrund des geringen Gefälles zu Algenablagerungen und damit zu einer erhöhten Schlammablagerung. Stellen mit erhöhten Schlammablagerungen wurden auch an einigen kleinen Fließgewässern mit geringem Gefälle gefunden, welche durch absterbende Wasserpflanzen und den Eintrag von Feinpartikeln aus dem Einzugsgebiet zu Verschlammung neigen (3 Klausbach nach ARA Bubikon-Wolfhausen; 4 Länggenbach vor Limmat).

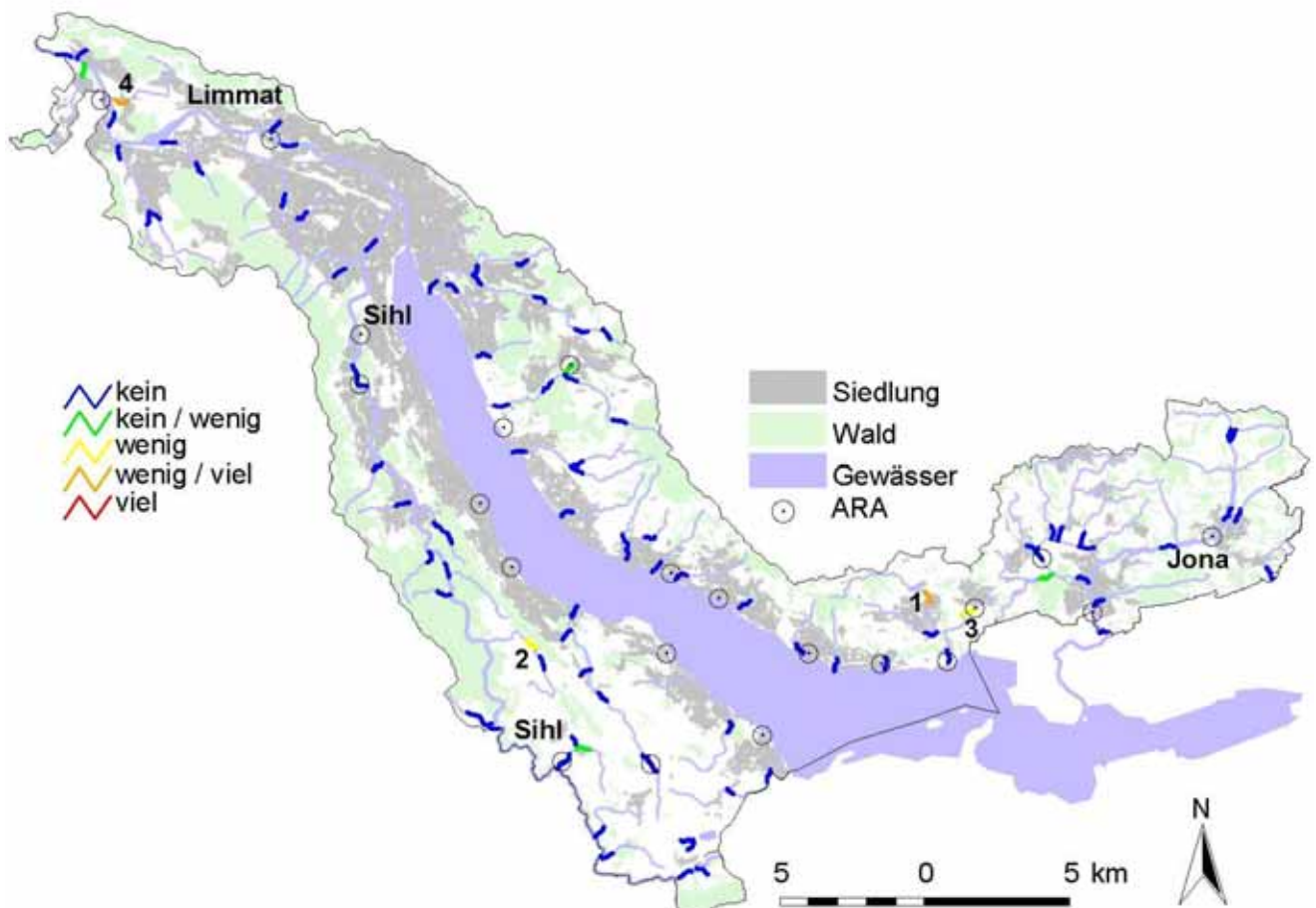


Abb. 18: Beurteilung des Vorkommens von Schlammablagerungen.

Heterotropher Bewuchs

Der heterotrophe Bewuchs umfasst Pilze, Bakterien und Protozoen. Diese Organismen leben vom Abbau organischer Stoffe. Heterotropher Bewuchs ist somit ein Zeiger für eine länger andauernde Belastung mit organischen, leicht abbaubaren Stoffen. Ursachen können Einleitungen von Rohabwasser oder ungenügend gereinigtem Abwasser, Siloabwasser oder Gülleabschwemmung sein. Mit steigender Belastung nimmt die Dichte der heterotrophen Organismen zu. Massenvorkommen treten als weissliche oder graue, pelzige oder glatte Überzüge in Erscheinung. Ein geringer heterotropher Bewuchs kann jedoch auch natürlicherweise an strömungsberuhigten Stellen auftreten. Die organische Belastung kann dabei beispielsweise eine Folge des Laubfalls im Herbst sein.

Massenvorkommen von heterotrophem Bewuchs, die bis zu Beginn der Achtzigerjahre nicht selten an Fliessgewässern zu beobachten waren, wurden im Einzugsgebiet von Limmat, Sihl und Zürichsee an keiner Untersuchungsstelle vorgefunden. Stellen, die wenig heterotrophen Bewuchs bei beiden Probenahmen im Frühjahr und Herbst aufwiesen, wurden unterhalb von mehreren ARA gefunden (1 Chliweidlibach unterhalb ARA Zumikon; 2 Klausbach unterhalb ARA Bubikon-Wolfhausen; 3 Aabach unterhalb ARA Schönenberg). Verursacht wurden diese Befunde durch Überlastung oder kritische Betriebsphasen der ARA sowie durch ein ungünstiges Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser zu Bachwasser. Im Abfluss des Lützelsees (4) kam es aufgrund der natürlicherweise erhöhten DOC-Konzentration im Seeabfluss zur vermehrten Bildung von heterotrophem Bewuchs. Im Seeliggraben (5) als Abfluss aus dem hochproduktiven Egelsee dürfte dieselbe Ursache für den erhöhten heterotrophen Bewuchs verantwortlich sein. Im Aegertenbach (6) kam es während der Untersuchungsperiode mehrmals zu Gewässerverschmutzungen. Der Verursacher konnte identifiziert und die Sanierung eingeleitet werden. Eine Erklärung für den leicht erhöhten heterotrophen Bewuchs im Sagenbach (7) konnte bisher nicht gefunden werden.

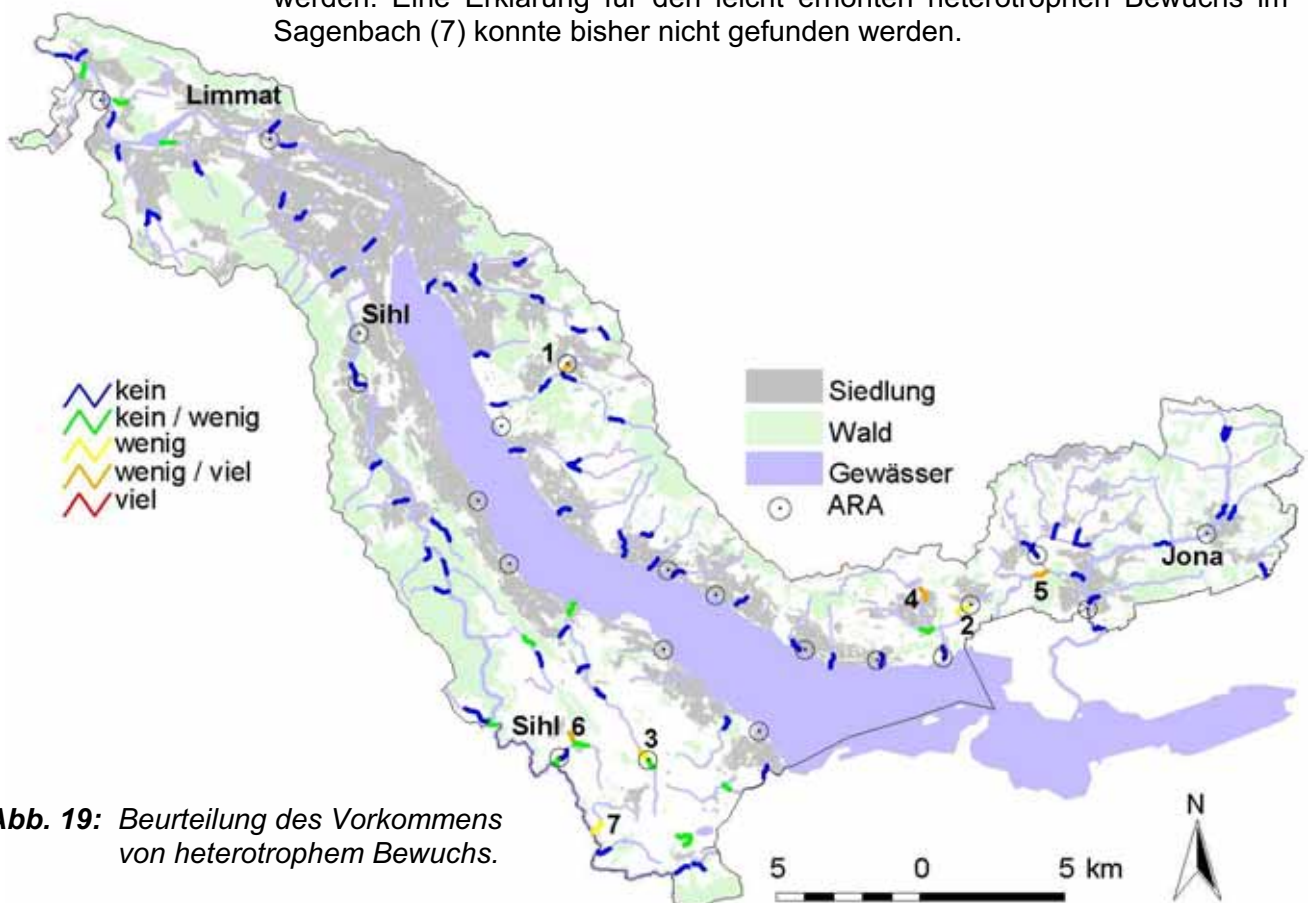


Abb. 19: Beurteilung des Vorkommens von heterotrophem Bewuchs.

Kolmation

Unter Kolmation versteht man die Verstopfung der feinen Hohlräume in der Gewässersohle durch kleine Partikel. Häufig handelt es sich um Bodenpartikel, welche durch Erosion in die Gewässer gespült wurden. Kolmation kann jedoch auch durch die Einleitung von ungenügend gereinigtem Abwasser, durch Entlastungen aus der Siedlungsentwässerung, durch Abschwemmung von Abrieb von Strassenflächen, durch bauliche Tätigkeiten im Gewässer oder nicht fachgerechtes Ableiten von Baustellenabwasser erfolgen. In Bächen, die zu Kalkausfällung neigen (Sinter), kann Kolmation auch natürlicherweise auftreten. Der Porenraum der Gewässersohle bildet den Lebensraum für viele Makroinvertebraten und ist auch für die ersten Jugendstadien der Fische von grosser Bedeutung. Ein freier Porenraum fördert zudem den Wasseraustausch zwischen Fliessgewässer und Grundwasser und ist wichtig für die Selbstreinigungsprozesse im Gewässer. Hochwasser mit Geschiebetrieb haben durch Umlagerung der Gewässersohle eine reinigende Wirkung. Stark verbaute Gewässer mit fixiertem Böschungsfuss und Stabilisierung der Sohle durch Abstürze oder gar flächigen Verbauungen haben hingegen eine starke Tendenz zur Kolmation. Höhere Wasserpflanzen, die mit ihren Wurzeln in der Gewässersohle verankert sind, gehen mit zunehmender Kolmation zurück. Eine differenzierte Erfassung der Kolmation ist aufwändig und erfordert Spezialwissen. Die einfache Methode, welche im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts zur Anwendung kommt, erlaubt nur eine grobe Beurteilung der Situation, welche für die Interpretation der biologischen Erhebungen von Bedeutung ist.

Im Einzugsgebiet von Limmat, Sihl und Zürichsee wurde an vielen Stellen eine leichte bis starke Kolmatierung der Gewässersohle festgestellt. Verursacht wird dieser schlechte Befund in der Regel durch die oben geschilderten Belastungsquellen in Kombination mit einem unbefriedigenden morphologischen Zustand und oftmals fehlendem Geschiebetrieb.

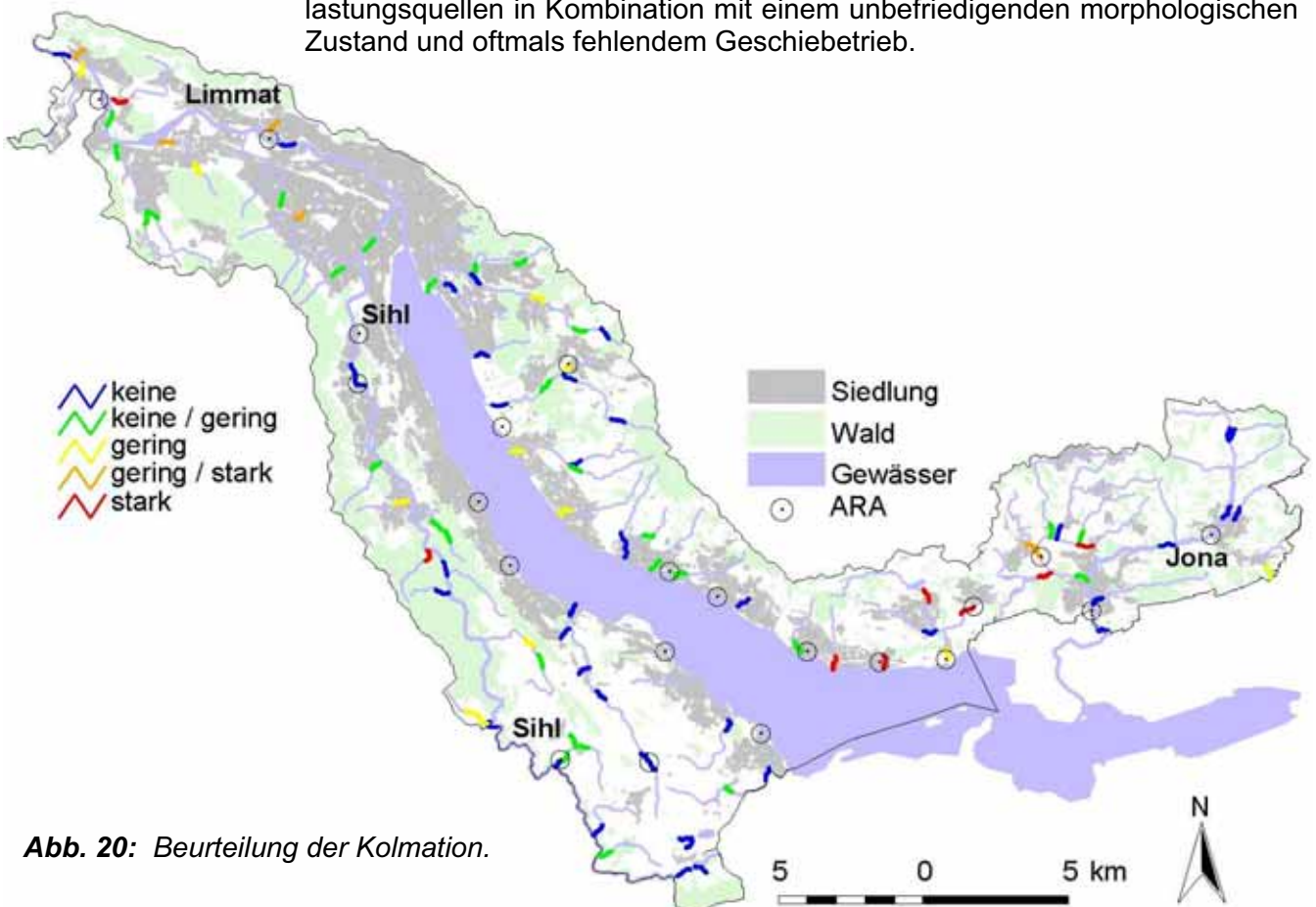


Abb. 20: Beurteilung der Kolmation.

Veralgung

Algen sind ganzjährig in jedem Fließgewässer zu finden. Sie bilden die Futterbasis für viele Insektenlarven und Schnecken. Um grössere Kolonien oder fädige Wuchsformen bilden zu können, benötigen Algen ein stabiles Substrat wie zum Beispiel grössere Steine. In Fließgewässern mit überwiegend feinem Substrat kann sich daher wegen der Instabilität der Gewässersohle keine ausgeprägte Veralgung ausbilden. Eine starke Veralgung kommt vorwiegend in monotonen Bachbetten vor. Sie wird begünstigt durch eine hart verbaute Bachsohle mit fehlendem Geschiebetrieb, fehlende Beschattung wegen Mangel an Ufergehölzen und in geringerem Mass durch eine ungenügende Wasserqualität. Eine starke Veralgung ist unerwünscht, da sie die Verschlämzung und die Kolmation der Gewässersohle begünstigt. Zudem können starke Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen im Wasser im Tag-/Nachtrhythmus auftreten, welche für Fische und Makroinvertebraten schädlich sein können.

Die starke Veralgung im Klausbach (1) und im Aegertenbach (2) ist auf die Kombination von fehlender Beschattung, ungenügendem Geschiebetrieb und schlechter Wasserqualität zurückzuführen.

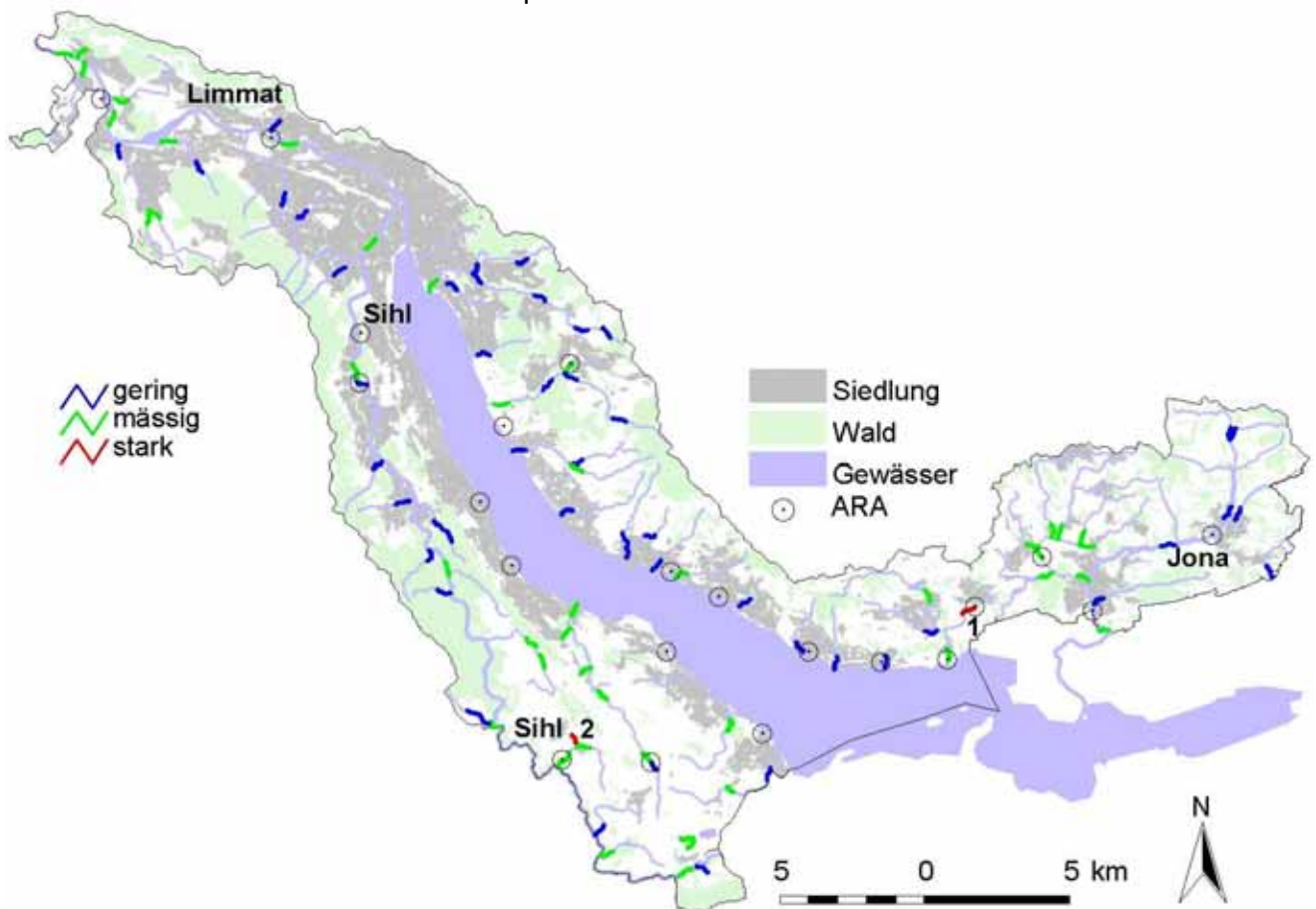


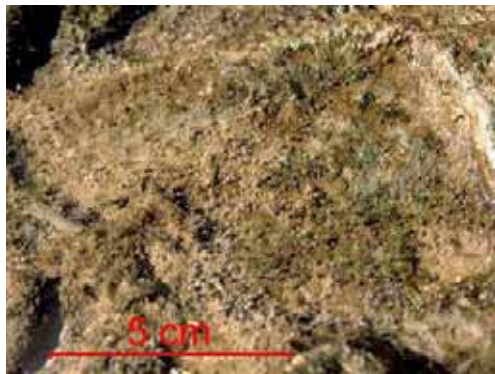
Abb. 21: Beurteilung der Veralgung.

3.5 Biologische Untersuchungen

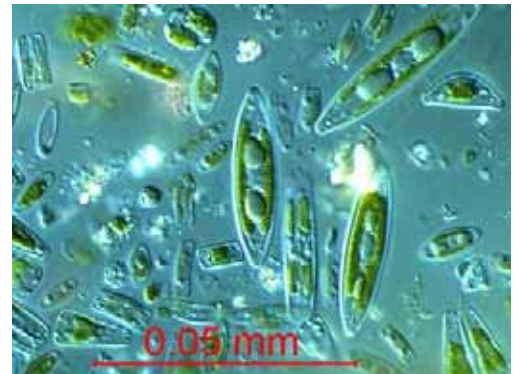
Kieselalgen

Untersuchungsmethode

Die einzelligen Kieselalgen bewachsen ganzjährig die Steine der Gewässer-
sohle von Bächen und Flüssen und können unter günstigen Voraussetzungen
dichte Biofilme bilden. Sie besitzen Schalen aus Kieselsäure, welche mecha-
nisch, wie chemisch sehr beständig sind. Die Bestimmung der Arten erfolgt
bei 1000-facher Vergrößerung im Mikroskop aufgrund der artspezifischen
Schalenmerkmale.



Stein mit Kieselalgenbewuchs



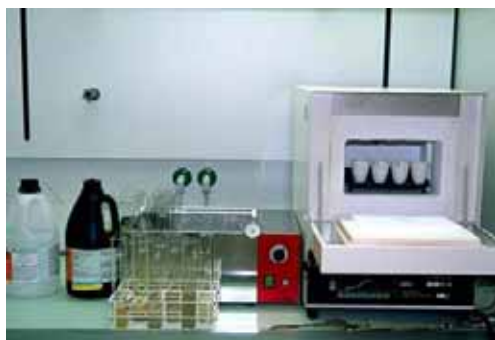
Lebende Kieselalgen (mit Zellinhalt)



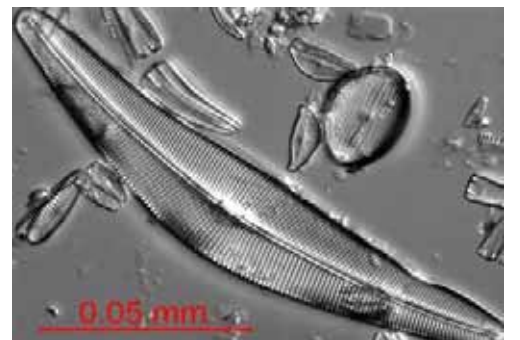
Lösen des Algenbewuchses



Beprobter Stein



Präparation der Kieselalgen



Präparierte Schalen (ohne Zellinhalt)

Die Zusammensetzung des Kieselalgenbewuchses hängt stark von der Wasserqualität ab. Bei Veränderungen der Wasserqualität erfolgt eine charakteristische Verschiebung des Artenspektrums und damit der relativen Häufigkeiten der Arten, wobei sich nach wenigen Wochen wieder eine stabile Gemeinschaft einstellt. Kieselalgenuntersuchungen stellen eine ideale Ergänzung zu chemischen Untersuchungsprogrammen dar, welche anhand von Stichproben die Wasserqualität beurteilen. Auch die Wasserqualität kleiner Fließgewässer, von welchen keine chemischen Untersuchungen vorliegen, kann durch eine Beurteilung mittels Kieselalgen erfasst werden.

Beurteilung

In den Einzugsgebieten von Sihl, Limmat und Zürichsee wurden die Kieselalgen an insgesamt 96 Stellen Ende Winter (Februar/März) und ein zweites Mal im Herbst (September/Oktober) beprobt. Zur Beurteilung der Belastungssituation wurden 400 bis 500 Kieselalgenschalen auf Artniveau bestimmt und anschliessend der Kieselalgenindex DI-CH gemäss BAFU-Modul Kieselalgen berechnet. Für die geografische Übersicht wurde der Mittelwert der beiden Indexwerte der Frühjahrs- und Herbstprobenahme verwendet.

Eine unbefriedigende Wasserqualität wurde nur beim Chliweidlibach unterhalb der ARA Zumikon indiziert (1). Der Klausbach nach der ARA Bubikon-Wolfhausen (2) und der Aabach nach der ARA Schönenberg (3) wurden als mässig belastet beurteilt. Bei allen übrigen Stellen indizierten die Kieselalgen eine gute bis sehr gute Wasserqualität.



Abb. 22: Beurteilung der Wasserqualität mit Kieselalgen.

Moose und höhere Wasserpflanzen

Untersuchungsmethode

Moose und höhere Wasserpflanzen (Makrophyten) bilden zusammen mit den Algen die Flora eines Fliessgewässers. Zusammensetzung und Dichte dieser Pflanzenbestände hängen von verschiedenen Faktoren ab. Dabei spielen die Besonnung, die Strömungsgeschwindigkeit, die Substratzusammensetzung der Gewässersohle, die Nährstoffverhältnisse und die Wassertemperatur eine zentrale Rolle.

Werden die natürlichen Bedingungen im Fliessgewässer durch anthropogene Einflüsse verändert, zeigt die Vegetation unterschiedliche Reaktionen. Zum einen kann sich die Artenzusammensetzung ändern, zum anderen können die Pflanzen auf eine Veränderung des Lebensraumes mit einer Erhöhung oder Verminderung ihrer Gesamtbioasse reagieren. Die Vegetation stellt somit ein Indikator für die Beurteilung des ökologischen Zustands von Fliessgewässern dar. Durch die langen Generationszeiten, die sich je nach Art von einer Vegetationsperiode bis über mehrere Jahre erstrecken, können Moose und höhere Wasserpflanzen Veränderungen ihres Lebensraums über lange Zeiträume aufzeigen.

Im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts des BAFU ist eine Methode zur Beurteilung der Fliessgewässervegetation geplant; sie liegt allerdings noch nicht vor. Für den Kanton Zürich wurde auf der Basis von 220 Vegetationsaufnahmen eine Methode entwickelt, mit welcher das Ausmass der Verkrautung sowie die Standortgerechtigkeit und Vielfalt der Vegetation beurteilt werden kann.

Erhebung

Fliessgewässerabschnitte mit einer Länge von 30 bis 100 m und homogenen Verhältnissen bezüglich Gefälle, Beschattung, Wassertiefe, Abflussverhältnissen und Substratzusammensetzung werden während der Hauptvegetationszeit der höheren Wasserpflanzen im Sommer kartiert. Neben verschiedenen Parametern zur Charakterisierung des Gewässers werden die Häufigkeiten der fädigen Grünalgen, Moose und höheren Wasserpflanzen auf Artniveau bestimmt.

Auswertung

Die erhobenen Daten werden dazu verwendet, das Ausmass der Verkrautung sowie den Zustand der Vegetation zu beurteilen.

Die Verkrautung wird aufgrund der Profillfüllung mittels einer dreistufigen Skala beurteilt.

Die Beurteilung der Vegetation erfolgt in mehreren Schritten. In einem ersten Schritt wird ein untersuchter Gewässerabschnitt aufgrund von Gefälle, Beschattung, Wassertiefe, Abfluss und Substratzusammensetzung einem von fünf verschiedenen Vegetationstypen zugeordnet: *vegetationsarmer Bach*, *Moosbach*, *Helophytenbach*, *Submersenbach* und *Schwimmblattbach*. Anschliessend wird der Gewässerabschnitt mittels einer vierstufigen Skala typspezifisch beurteilt. Als Beurteilungskriterien dienen die Standortgerechtigkeit und die Artenvielfalt der Vegetation.

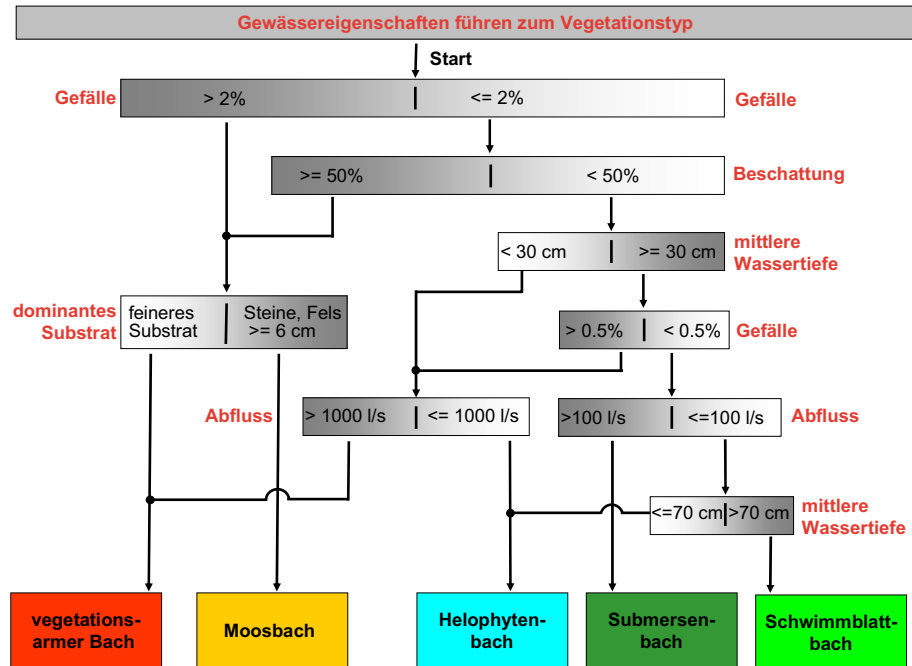


Abb. 23: Zuordnung der Gewässerabschnitte zu einem Vegetationstyp.

Beschreibung der Vegetationstypen

Vegetationsarmer Bach



Vegetationsarmer Bach

Viele Fließgewässer sind natürlicherweise frei oder arm an höheren Wasserpflanzen. In stark beschatteten Bächen, wie sie oft im Wald zu finden sind, fehlen höhere Wasserpflanzen vollständig. Besteht die Gewässersohle mehrheitlich aus feinem Material oder ist viel bewegliches Geschiebe vorhanden, finden auch Moose, die bei geringen Lichtintensitäten wachsen können, keine geeigneten Wachstumsbedingungen vor. Neben diesen stark beschatteten Gewässerabschnitten mit viel feinem oder beweglichem Sohlensubstrat gibt es auch vegetationsarme Abschnitte in besonnten Gewässern. Es handelt sich dabei ebenfalls um Gewässer mit instabilem Sohlensubstrat oder regelmässig geschiebeführendem Hochwasser, wie beispielsweise der Sihl, wo weder höhere Wasserpflanzen noch Moose ideale Wachstumsbedingungen vorfinden.

Moosbach



Moosbach

In stark beschatteten Gewässerabschnitten sind nur Moose konkurrenzfähig. Als Substrat benötigen sie Steine oder Felsen, auf denen sie sich mit ihren Haftwurzeln verankern können. Das Substrat darf auch bei erhöhtem Abfluss nicht bewegt werden. In geschiebereichen Gewässern treten Moose nur an strömungsgeschützten Stellen auf, wo sie bei Geschiebetrieb nicht zermalmt oder abgerissen werden. Bei den Moosbächen handelt es sich meist um stark beschattete, wenig tiefe Gewässer mit kleiner bis mittlerer Breite im flachen bis steilen Gelände. Viele kleine Bäche im Wald gehören diesem Vegetationstyp an. Der Moosbach ist mit durchschnittlich 4 bis 5 verschiedenen Pflanzenarten relativ artenarm. Neben Moosen treten fädige Grünalgen (*Cladophora sp.*, *Vaucheria sp.*) und drei weit verbreitete höhere Wasserpflanzen (*Agrostis stolonifera*,

Nasturtium officinale, *Veronica beccabunga*) regelmässig im Moosbach auf. Die durchschnittliche Bedeckung der Sohle mit Moosen und höheren Wasserpflanzen ist mit knapp 10 % nur gering.

Helophytenbach



Helophytenbach

Helophyten sind Wasserpflanzen, die im Sediment wurzeln und mit ihren Stängeln weit über die Wasseroberfläche hinaus wachsen können, wie z.B. Schilf. Neben einigen Grasarten gehören verschiedene Blütenpflanzen, wie z.B. die Brunnenkresse dazu. Aufgrund des aufrechten Wuchses kommen diese Pflanzen nur bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten vor. Helophyten sind die dominierende Pflanzengruppe in wenig beschatteten Gewässern mit geringem Gefälle, geringer mittlerer Wassertiefe und Breite sowie kleinem Abfluss. Die meisten wenig tiefen und gemächlich fließenden Bäche im landwirtschaftlich genutzten Gebiet oder im Siedlungsraum gehören diesem Vegetationstyp an. In grösseren Helophytenbächen kommen aber auch vereinzelt submerse Wasserpflanzen und auf der häufig vorhandenen Uferverbauung verschiedene Moosarten vor. Es sind durchschnittlich 7 bis 8 verschiedene Pflanzenarten vorhanden, welche 40 % der Gewässersohle bedecken.

Submersenbach



Submersenbach

Submerse Makrophyten sind Wasserpflanzen, die im Sediment wurzeln und mit dem grössten Teil des Pflanzenkörpers im Wasser treiben. Höchstens die obersten Blätter und Blüten ragen über die Wasseroberfläche hinaus, wie z.B. beim flutenden Hahnenfuss. Aufgrund ihres Wuchses tolerieren submerse Wasserpflanzen höhere Strömungsgeschwindigkeiten als die Helophyten. Die Submersen sind daher die dominierende Pflanzengruppe in grossen Bächen sowie mittleren bis grossen Flüssen, mit geringer Beschattung und geringem Gefälle sowie grösserer Wassertiefe und höherem Abfluss, wie z.B. in der Limmat oder der Glatt. Im Submersenbach kommen auch Helophyten verbreitet vor, wobei sie hauptsächlich den Uferbereich und strömungsberuhigte Bereiche besiedeln. Auf grösseren Steinen der Gewässersohle oder auf der häufig vorhandenen Uferverbauung wachsen zudem verschiedene Moosarten. Durchschnittlich sind 7-8 verschiedene Pflanzenarten vorhanden, welche 54 % der Gewässersohle bedecken.

Schwimtblattbach



Schwimtblattbach

Wasserpflanzen mit Schwimmblättern treten nur in stehenden Gewässern und langsam fließenden Bächen und Flüssen verbreitet auf. Aufgrund ihrer Wuchsform können sie nur bei sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten wachsen. Mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit werden die schwimtblättrigen Wasserpflanzen von den submersen Wasserpflanzen abgelöst. Der Schwimtblattbach stellt eine Übergangsform zwischen stehenden Gewässern und Fliessgewässern dar. Der Vegetationstyp tritt bei kleiner Beschattung, kleinem Gefälle und Abfluss sowie höherer Wassertiefe auf. Neben einem hohen Anteil von schwimtblättrigen Wasserpflanzen kommen auch submerse Wasserpflanzen und im Uferbereich Helophyten vor. Da dieser Vegetationstyp im Kanton Zürich erst viermal vorgefunden wurde, ist die Typeinteilung noch unsicher und eine Bewertung kann noch nicht vorgenommen werden.

Verkrautung

Starke Verkrautungen von Fliessgewässern stellen aus Gründen des Hochwasserschutzes ein Problem dar, weil sie die Abflusskapazität des Gerinnes verringern. Das Ausmass der Verkrautung wurde aufgrund der Profillfüllung bewertet. Diese Messgrösse gibt den Anteil des Gerinnequerschnittes an, der von Pflanzen eingenommen wird.

Beurteilung

Der Verkrautungsgrad wurde an 121 Fliessgewässerabschnitten untersucht und bewertet. 112 Abschnitte wiesen einen guten, 2 einen genügenden und 7 einen schlechten Zustand auf. Starke Verkrautungen traten in kleineren Fliessgewässern auf, wie im Länggenbach vor der Limmat (1) oder im Klausbach nach der ARA Bubikon-Wolfhausen (2). Die starke Verkrautung kleiner bis mittlerer Gewässer im Siedlungs- oder landwirtschaftlich genutzten Gebiet ist hauptsächlich auf die fehlende Beschattung durch Bäume und Hecken zurückzuführen. In diesen Bächen, mit meist geringem Gefälle und daher geringer Strömungsgeschwindigkeit und fehlendem Geschiebetrieb, finden höhere Wasserpflanzen ideale Wachstumsbedingungen vor.

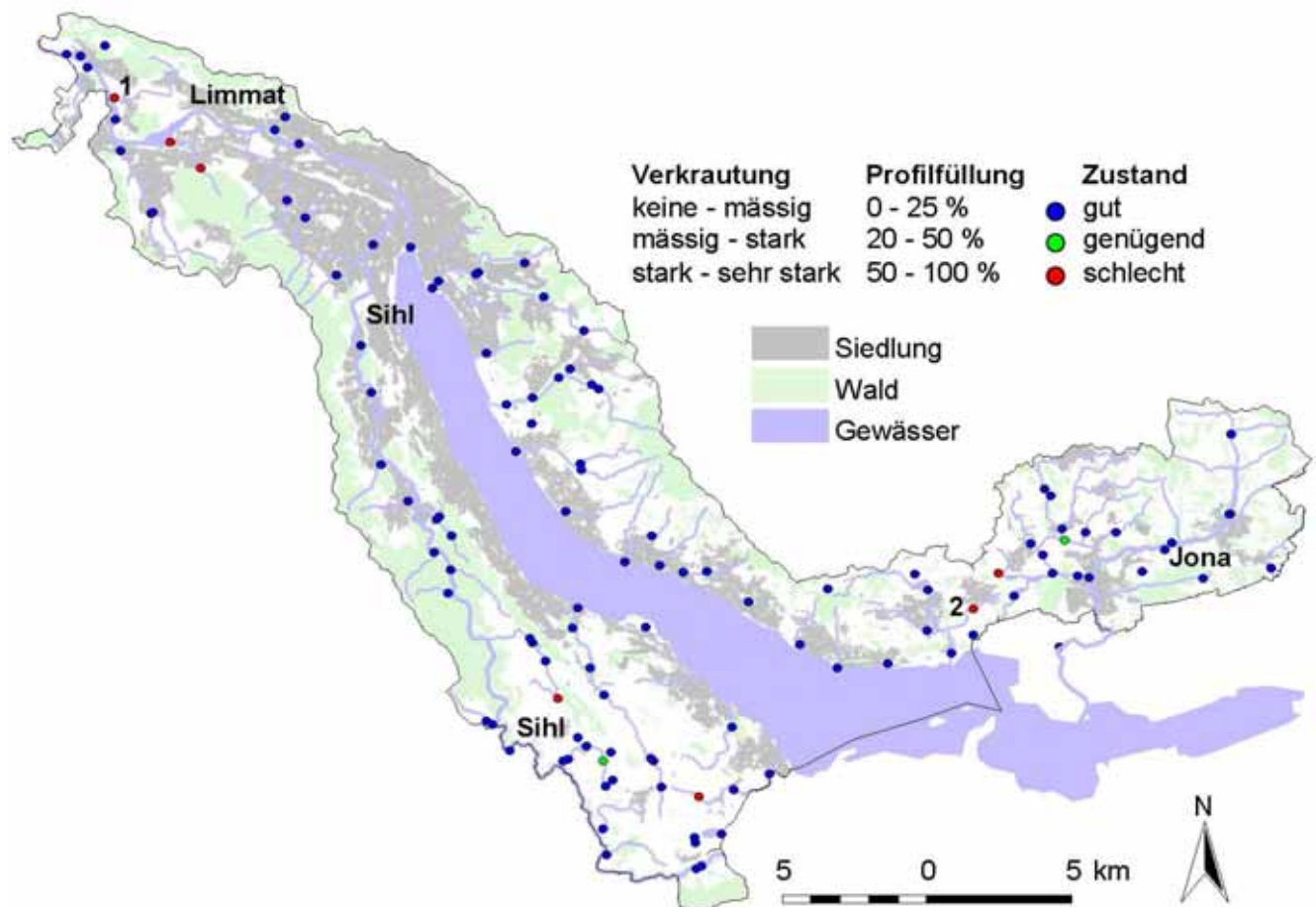


Abb. 24: Beurteilung der Verkrautung.

Beurteilung der Vegetation unter Berücksichtigung der Vegetationstypen

Eine Bewertung der Fließgewässervegetation setzt Kenntnisse über die natürlichen Vegetationsverhältnisse in verschiedenen Gewässertypen voraus. Da heute im Kanton Zürich kaum mehr unbeeinflusste Stellen zu finden sind, wurde der Referenzzustand für die verschiedenen Vegetationstypen aufgrund von allgemeinen ökologischen Überlegungen und den Vegetationsverhältnissen an den am wenigsten beeinflussten Stellen im Kanton Zürich definiert. Bewertet wurden die Standortgerechtigkeit und die Vielfalt der Vegetation durch Vergleich mit dem Referenzzustand des jeweiligen Vegetationstyps.

Vegetationsarmer Bach

24 % aller 119 untersuchten Gewässerabschnitte sind natürlicherweise vegetationsarm und im gesamten Einzugsgebiet verbreitet zu finden. Eine Bewertung der Vegetation kann bei diesem Vegetationstyp nicht durchgeführt werden.

Moosbach

Im Einzugsgebiet von Limmat und Zürichsee dominiert der Vegetationstyp des Moosbachs mit 56 % aller untersuchten Gewässerabschnitte. Auch dieser Vegetationstyp kommt im gesamten Einzugsgebiet verbreitet vor. Insgesamt wurden 66 verschiedene Pflanzenarten im Vegetationstyp des Moosbachs vorgefunden, darunter 41 Moostaxa.

45 % aller untersuchten Abschnitte waren in einem sehr guten, 21 % in einem guten, 22 % in einem mässigen und 11 % in einem schlechten Zustand. 1 % der Stellen konnten nicht beurteilt werden, da die Entnahme von Moosproben nicht möglich war. 34 % der Moosbäche wiesen stark beeinträchtigte oder naturfremde ökomorphologische Verhältnisse auf. Bei der Hälfte dieser Stellen befand sich auch die Vegetation in einem mässigen bis schlechten Zustand. Ein mässiger Zustand der Moosvegetation war an den meisten Gewässerstellen auf eine zu geringe Moosvielfalt zurückzuführen. An Gewässerstellen mit schlechter Beurteilung waren ebenfalls zu wenig Moosarten vorhanden. Zusätzlich kamen aber auch verschiedene andere Pflanzenarten in einer Häufigkeit vor, die im Moosbach unter natürlichen Verhältnissen nicht zu erwarten gewesen wären.

Helophytenbach

18 % aller untersuchten Gewässerstellen entsprechen dem Vegetationstyp des Helophytenbachs. Helophytenbäche traten im Einzugsgebiet gehäuft auf dem Zimmerberg und im Zürcher Oberland auf. Aufgrund des hohen Gefälles fehlen sie zwischen Pfannenstiel und Zürichsee. Insgesamt wurden 59 verschiedene Pflanzenarten im Vegetationstyp des Helophytenbachs gefunden, darunter 36 Helophyten, 6 Submerse und 14 Moostaxa.

Die Standortgerechtigkeit und Vielfalt der Vegetation entsprach in 10 % aller untersuchten Gewässerabschnitte einem sehr guten, in 28 % einem guten, in 43 % einem mässigen und in 19 % einem schlechten Zustand. 40 % der Helophytenbäche wiesen stark beeinträchtigte oder naturfremde ökomorphologische Verhältnisse auf. An 60 % dieser Stellen befand sich auch die Vegetation in einem mässigen bis schlechten Zustand. Eine mittlere bis starke Kolmation der Bachsohle führte in 80% aller Fälle zu einer nicht standortgerechten Artenzusammensetzung oder eingeschränkten Artenvielfalt. Sowohl der ökomorphologische Zustand als auch die Kolmation beschreiben den Zustand des Lebensraums für höhere Wasserpflanzen. Durch die Verbauung von Sohle und Ufer, aber auch durch die Kolmation der Gewässersohle, wird

direkt Lebensraum für höhere Wasserpflanzen zerstört. Dies dürfte ein Hauptgrund für die starke Gefährdung vieler Wasserpflanzen sein. Mit der Begradigung der Gewässer werden zudem die Flachwasserzonen am Gewässerrand beseitigt, welche wichtige Lebensräume für Helophyten darstellen.

Submersenbach

Im untersuchten Einzugsgebiet wurde nur die Limmat dem Vegetationstyp Submersenbach zugeordnet. Da die Methode zur Beurteilung der Vegetation nur für kleine bis mittlere Fließgewässer anwendbar ist, können die Untersuchungsstellen an der Limmat nicht bewertet sondern nur beschrieben werden. Die häufigste Pflanzenart in der Limmat war der flutende Hahnenfuss (*Ranunculus fluitans*). Er trat im Uferbereich ab zirka 0.8 m Tiefe auf und kann aufgrund seiner Strömungstoleranz auch schneller fließende Bereiche gegen die Flussmitte hin besiedeln. Der Hahnenfuss bedeckte weite Strecken der Limmat, meist in Form langgezogener Bänder beidseitig der Ufer. Zwischen der Uferverbauung und der mit flutendem Hahnenfuss bedeckten Zone waren verschiedene andere submerse Wasserpflanzen zu finden, die Artenvielfalt war mit insgesamt vier Arten allerdings relativ gering.

Schwimblattbach

Im Untersuchungsgebiet gehört nur ein kleiner Riedgraben im Naturschutzgebiet um den Lützelsee zum Vegetationstyp des Schwimblattbachs. Der Zustand der Vegetation kann nicht beurteilt werden, da für diesen Vegetationstyp aufgrund der zu geringen Datenbasis bisher keine Beurteilungsskala vorliegt.

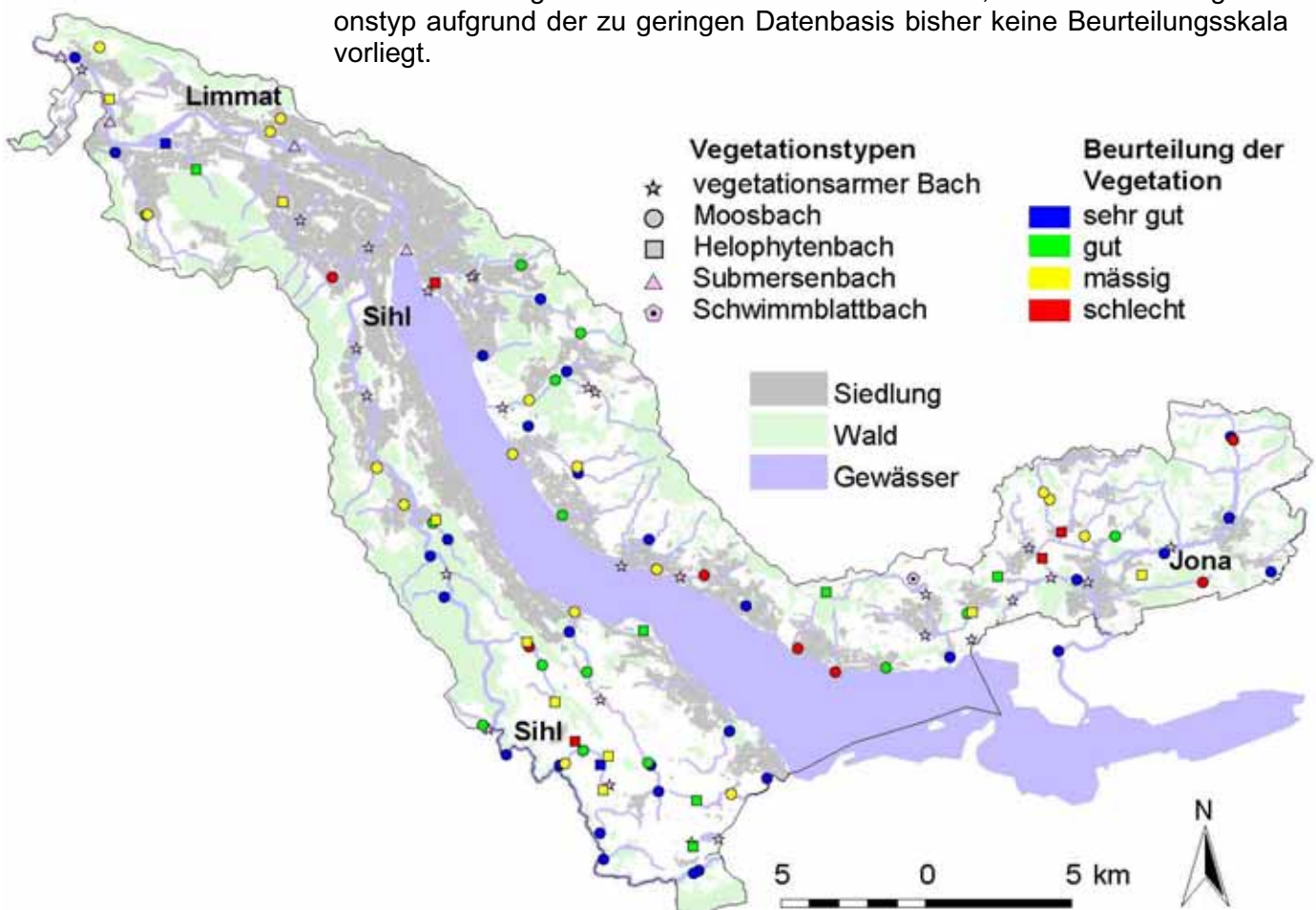


Abb. 25: Beurteilung der Vegetation.

Makroinvertebraten

Untersuchungsmethode

Als Makroinvertebraten oder Makrozoobenthos bezeichnet man die wirbellosen Tiere der Gewässersohle, die von blossem Auge sichtbar sind. Es handelt sich dabei vor allem um Larvenstadien von Insekten, um Krebse, Milben, Schnecken sowie Muscheln, Egel und Würmer. Diese Kleinlebewesen nehmen wichtige ökologische Funktionen im Gewässer wahr. Sie weiden Algen ab oder helfen beim Abbau abgestorbener Pflanzen und dienen selber als Nahrung für die Fische. Intakte Gemeinschaften von Makroinvertebraten sind nicht nur auf eine gute Wasserqualität angewiesen, sie benötigen auch naturnahe Abflussbedingungen und gute ökomorphologische Verhältnisse.

Wie im BAFU-Modul Makrozoobenthos Stufe F vorgesehen, wurden im März / April und im September / Oktober zwei Probenahmen durchgeführt. Zur Entnahme der Probe wurde die Gewässersohle an mehreren Stellen mit dem Stiefel gründlich aufgewühlt und mit einem Netz die abdriftenden Tiere aufgefangen. Zusätzlich wurden Tiere von grossen Steinen und Wasserpflanzen gesammelt. Die Gattungen und wo möglich die Arten wurden im Labor bestimmt und deren Häufigkeiten mit einer 7-stufigen Skala geschätzt.

Die Auswertung erfolgte nicht, wie im BAFU-Modul vorgesehen, mit einfachen Indizes, sondern mit dem speziell für den Kanton Zürich erarbeiteten Referenzsystem. Dieses erlaubt die Beurteilung einer Untersuchungsstelle durch den Vergleich mit naturnahen Referenzstellen. Aufgrund dieser Referenzen kann für die Untersuchungsstelle definiert werden, welche Organismen unter guten Bedingungen zu erwarten wären. Die vorgefundenen Taxa werden mit den erwarteten Taxa verglichen und die Abweichung bewertet.



Probenahme

Entnahme des Materials

Grobsortierung



Bachflohkrebs



Eintagsfliegenlarve



Steinfliegenlarve



Wassermilbe

Literatur:
BAFU-Modul Makrozoobenthos Stufe F (Version 2005)
www.modul-stufen-konzept.ch/d/mzb.htm
Referenzsystem für den Kanton Zürich zur biologischen Beurteilung der Fließgewässer mit Makroinvertebraten. AWEL, 2004.
www.gewaesserqualitaet.zh.ch/interne/t/bd/awel/gq/gq/de/doku/dokumente

Beurteilung

Ein *guter* bis *sehr guter* Zustand wurde bei den Untersuchungsstellen an der Jona indiziert. Auch die Sihl wurde als *gut* bis *sehr gut* beurteilt. Eine Ausnahme stellt die Untersuchungsstelle bei Sihlbrugg dar, bei welcher der Zustand als „*mässig*“ eingestuft wurde (1). Für die Limmat konnte das Referenzsystem nicht angewendet werden, da für diesen grossen Fluss, welcher zugleich dem Spezialtyp Seeabfluss zuzuordnen ist, keine Daten von Referenzstellen verfügbar sind. Die Beurteilung erfolgte daher, wie im Modul-Stufen-Konzept vorgesehen, mit dem in Frankreich entwickelten IBGN (Index Biologique Global Normalisé). Mit diesem Index werden alle drei untersuchten Stellen an der Limmat als *gut* beurteilt. Der biologische Zustand der Seitenbäche der Sihl und der Limmat wurde als „*mässig*“ bis „*unbefriedigend*“ charakterisiert.

Auch die kleineren Zuflüsse in den Zürichsee weisen mehrheitlich eine deutliche biologische Verarmung der tierischen Kleinlebewesen auf. Erfreulich gut wurden hingegen der Hornbach vor der Mündung in den Zürichsee (2) und der Dorfbach Meilen (3) beurteilt. Am Aabach vor der ARA Schönenberg (4) wurde ein „*guter*“ Zustand indiziert. Durch die Einleitung des gereinigten Abwassers verschlechterte sich der berechnete Index zwar leicht, der Wert wurde aber immer noch der Zustandklasse „*gut*“ zugeordnet. Als „*schlecht*“ musste nur eine Untersuchungsstelle eingestuft werden. Es handelt sich um den Abfluss des Lützelsees (5). Die Wasserqualität des abgeleiteten Tiefenwassers aus dem See bewirkt offensichtlich eine starke Beeinträchtigung der Makroinvertebraten im Abschnitt direkt unterhalb des Sees.

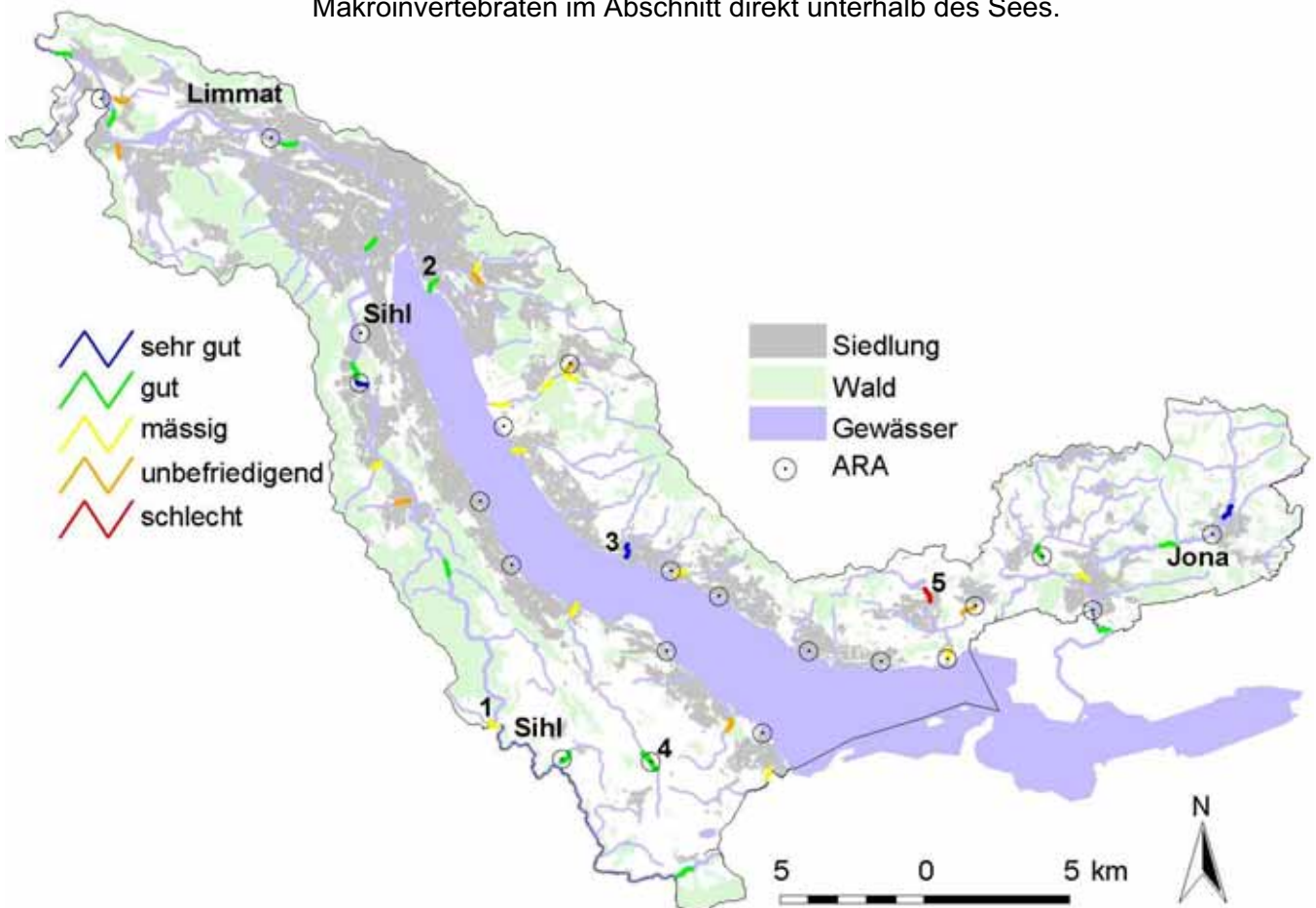


Abb. 26: Beurteilung der Makroinvertebraten.

Fische

Untersuchungsmethode

Fische kommen in den meisten Schweizer Fliessgewässern vor. Sie sind relativ einfach zu bestimmen und ihre Ökologie ist gut bekannt. Sie sind langlebig und damit geeignet, neben Stossbelastungen auch chronische Belastungen anzuzeigen. Durch ihre hohen Ansprüche an den Lebensraum weisen sie auf Defizite der Wasserqualität sowie des morphologischen und hydrologischen Zustands der Gewässer hin. Die Mobilität und die Wanderungen von Fischarten lassen zudem Rückschlüsse auf die Durchgängigkeit und Vernetzung der Gewässer zu. Allerdings erschweren die in den meisten Fliessgewässern durchgeführten Besatzmassnahmen mit Bachforellen die Beurteilung der natürlich vorhandenen Fischpopulationen.

Durch die Fischerei- und Jagdverwaltung (FJV) wurden im Herbst 2006 im Einzugsgebiet der Sihl, Limmat und des Zürichsees 25 Stellen untersucht. Erhebung und Datenauswertung erfolgten gemäss dem BAFU-Modul Fische Stufe F. Die Gewässerabschnitte wurden mittels Elektrofangerät abgefischt und die gefangenen Fische auf Artniveau bestimmt. Zusätzlich wurde die Körperlänge der Fische gemessen und allfällige Deformationen oder Anomalien festgehalten.

Die Bewertung berücksichtigt die unterschiedliche Verbreitung der Fischarten. Folgende Parameter werden dabei berücksichtigt:

- Fischregion und potenzielles Artenspektrum
- Populationsaufbau der Leitfischart
- Natürliche Reproduktion der Leitfischart
- Relative Dichte der Bachforelle
- Deformationen und Anomalien
- Häufigkeitsverteilung der einzelnen Arten zueinander

Beurteilung

Die meisten Untersuchungsstellen im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee können aufgrund des Verhältnisses von Gefälle und Breite des Gewässers der Fischzone Forellenregion zugeordnet werden. Diese Gewässer weisen natürlicherweise einen hohen Anteil an Bachforellen auf. Auch die häufig vorgefundene Groppe ist eine charakteristische Fischart dieser Fischregion. Mit Ausnahme des Lützelsee Abflusses (1) und des Reidbachs in Wädenswil (2) wiesen alle Forellengewässer im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee einen guten bis sehr guten Zustand auf. Die Wasserqualität im Abfluss des Lützelsees war bezüglich Ammonium und Nitrit unbefriedigend. Hohe Konzentrationen von Ammonium und Nitrit sind toxisch für Fische und Makroinvertebraten. Die schlechte Wasserqualität und der schlechte Zustand der Makroinvertebraten, den Nährtieren für die Bachforellen, dürften für den mässigen Zustand der Fischpopulationen verantwortlich sein. Eine Ursache für die sehr geringe Fischdichte im Reidbach konnte bisher nicht gefunden werden. Im Jahr nach der Untersuchung fand im Reidbach ein grosses Fischsterben durch Gülle statt. Kleinere Fischsterben bleiben häufig unbemerkt und können deshalb als Ursache für die geringe Fischdichte im Reidbach nicht ausgeschlossen werden. Auch dürfte sich der unbefriedigende Zustand der Makroinvertebraten an dieser Gewässerstelle negativ auf die Fischdichte auswirken.



Abfischen



Vermessen der Fische



Bachforelle (Bilder FJV ZH)

Die Sihl wird im Oberlauf der Forellenregion, im Unterlauf ab Sihlbrugg der Äschenregion zugeordnet. Der Zustand der Fischpopulationen in der Sihl wurde an drei von fünf Untersuchungsstellen als gut beurteilt. Der ökomorphologische Zustand im gesamten Längsverlauf variiert zwischen sehr gut bis mässig. Die Durchgängigkeit für grössere Fische wird zwischen der Mündung in die Limmat und Waldhalden bei Hütten nur durch ein grosses Wehr unterhalb der Messstelle Sihlhölzli unterbrochen. Die Abflussverhältnisse werden zwar durch mehrere Kraftwerke beeinflusst, allerdings treten keine Schwall/Sunk Ereignisse auf und die Restwassermengen werden eingehalten. Der mässige Zustand der Fische in Sihlbrugg (3) und die unbefriedigende Situation beim Sihlhölzli (4) dürfte eine Folge der Abflussverhältnisse in Kombination mit der starken Beeinträchtigung der Ökomorphologie sein. Der Länggenbach (5) gehört zur Fischregion „Barbengewässer“. Der unbefriedigende Zustand der Fische lässt sich auch dort auf eine Kombination verschiedener Belastungsfaktoren zurückführen: die starke Kolmation und Verschlammung der Gewässersohle, den unbefriedigenden ökomorphologischen Zustand und den mässigen Zustand der Makroinvertebraten.

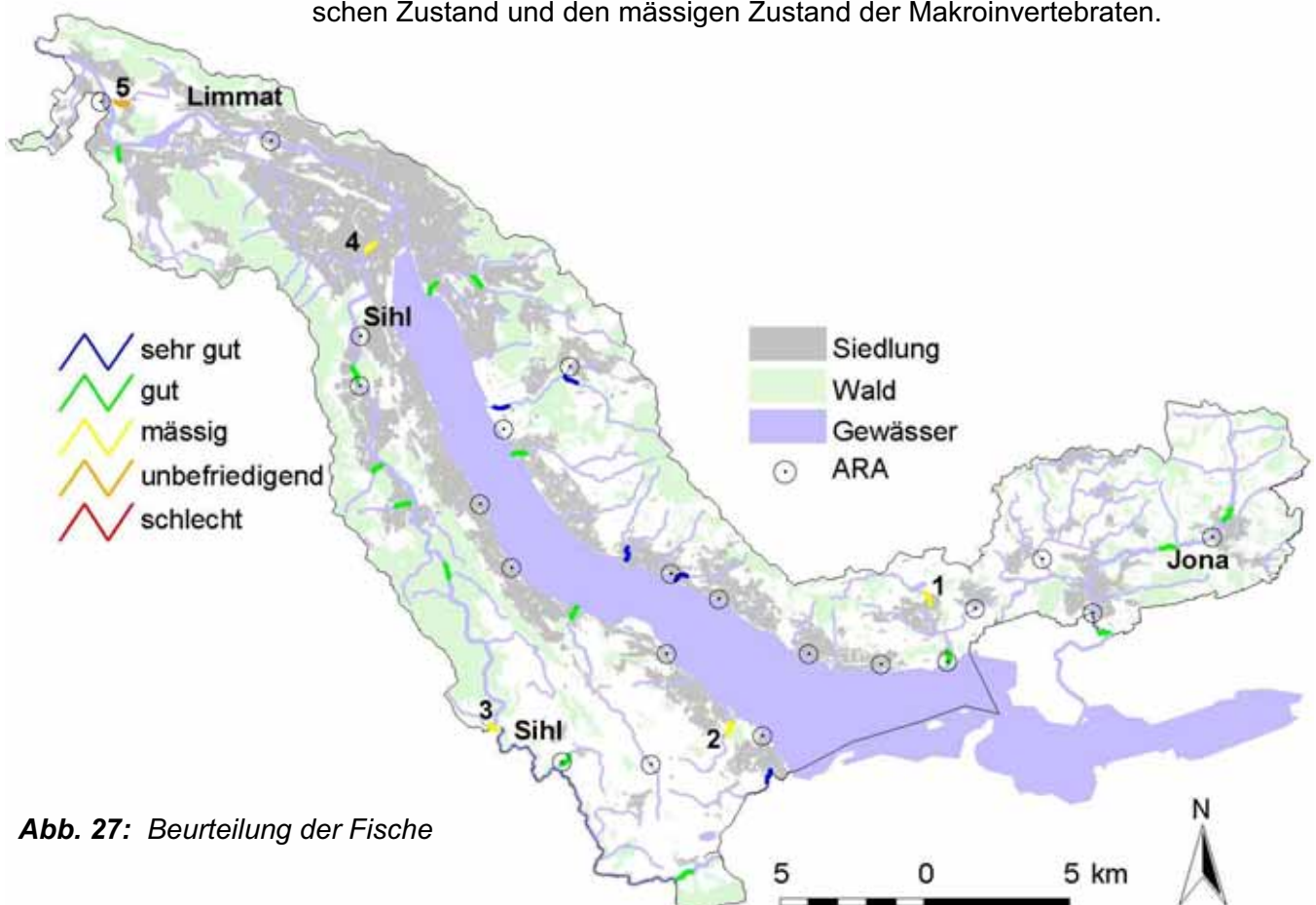


Abb. 27: Beurteilung der Fische

4. SYNTHESE UND VERGLEICH MIT DER MESSKAMPAGNE 2004/05

4.1 Zusammenfassung nach Stellen

Abbildung 28 illustriert die Lage der Probenahmestellen. Die Tabellen 6 – 8 zeigen eine tabellarische Übersicht der Messergebnisse und erlauben für eine Untersuchungsstelle oder ein ganzes Fließgewässersystem die schnelle Erfassung der wichtigsten Defizite. Bei Tabellen 6 – 8 ist zu beachten, dass die Anzahl, Farbgebung und verbale Beschreibung der Zustandsklassen für die verschiedenen Parameter je nach Beurteilungsmethoden voneinander abweichen. Die dargestellte Legende gilt für Methoden mit 5 Beurteilungsklassen.

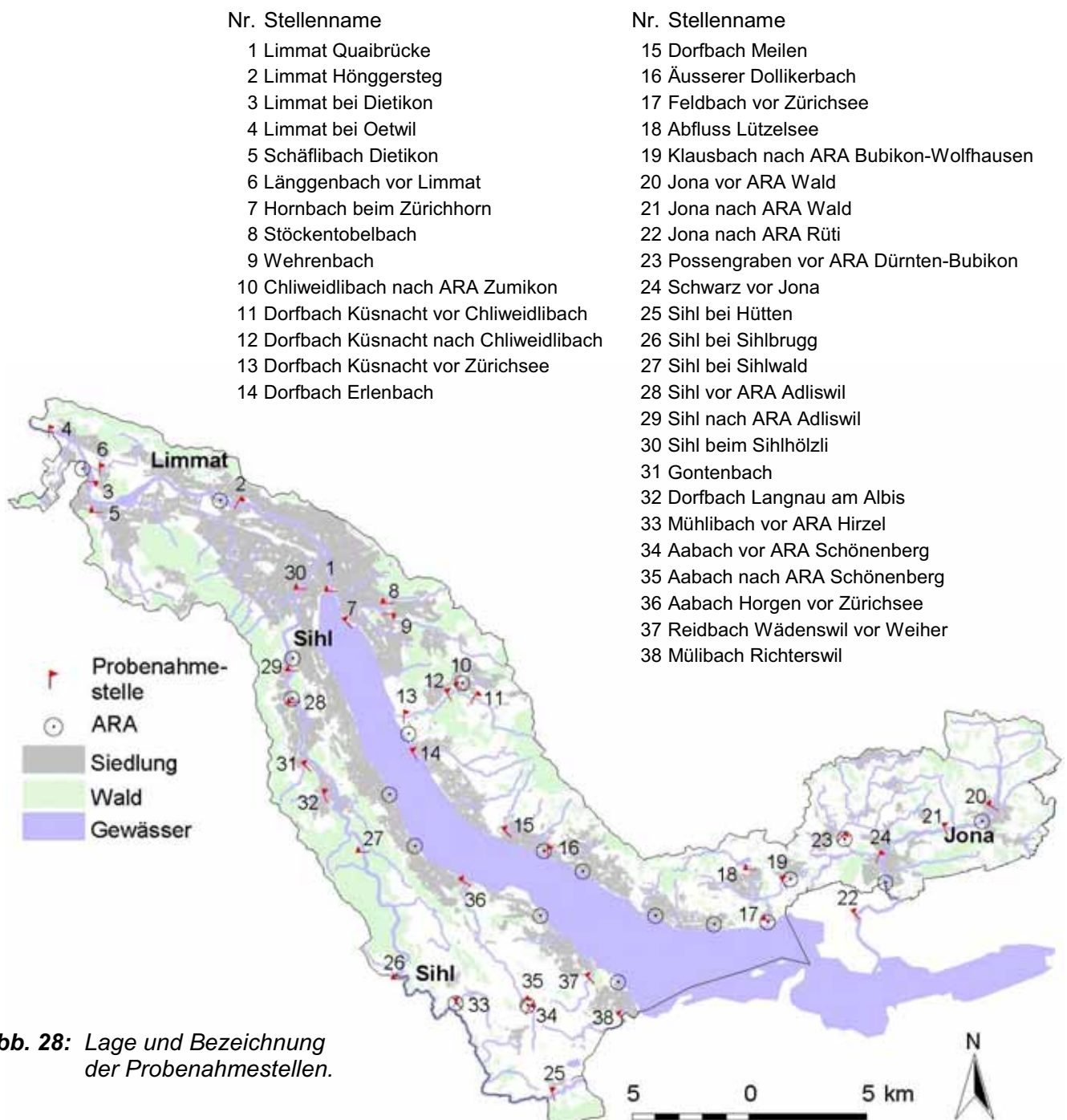


























































































































Abb. 28: Lage und Bezeichnung der Probenahmestellen.

Limmat und Seitenbäche

Die Limmat befindet sich in Bezug auf die meisten untersuchten Parameter in einem guten bis sehr guten Zustand. Weder im Wasser noch in den Sedimenten wurden unerwünscht hohe Konzentrationen von Nährstoffen, Pestiziden oder Schwermetallen festgestellt. Die Abflussverhältnisse konnten trotz Kraftwerkbetrieb als gut beurteilt werden. Der ökomorphologische Zustand ist dagegen im gesamten Längsverlauf mehrheitlich stark beeinträchtigt. Von den untersuchten Stellen konnte nur die Limmat bei Oetwil (4) als wenig beeinträchtigt beurteilt werden. Der ungenügende ökomorphologische Zustand hat allerdings keine erkennbaren Auswirkungen auf die Makroinvertebraten. Die Fische wurden im Rahmen der Messkampagne 2006/07 nicht untersucht. Laut Auskunft der kantonalen Fischereifachstelle ist die Artenvielfalt hoch, auch kommen vom Aussterben bedrohte Arten, z.B. die Nase, vor. Die Häufigkeit der Äsche, die charakteristische Fischart in der Limmat, ist dagegen stark zurückgegangen, was auf die steigenden Wassertemperaturen zurückgeführt werden kann. Im Uferbereich kommt es in der Limmat zwar stellenweise zu einem starken Wachstum von Wasserpflanzen. Bei den vier untersuchten Abschnitten konnte der Grad der Verkrautung in der Untersuchungsperiode 2006/07 dennoch als sehr gut beurteilt werden.

Die beiden untersuchten Seitenbäche der Limmat (5, 6) sind typische Bäche des Siedlungsgebietes. Sie sind stark verbaut, der ökomorphologische Zustand wurde deshalb als stark beeinträchtigt beurteilt. Die erhöhten Kupfer- und Zinkkonzentrationen in den Sedimenten weisen auf das dicht besiedelte Einzugsgebiet hin. Die Abflussverhältnisse und die Belastung mit Nährstoffen und Pestiziden konnten dagegen als gut bis sehr gut beurteilt werden. Im Schäfli bach weisen von den biologischen Indikatoren nur die Makroinvertebraten auf einen unbefriedigenden Zustand hin. Im Länggenbach zeigen dagegen alle biologischen Indikatoren auf, dass die ökologische Funktionsfähigkeit des Bachs stark beeinträchtigt ist.

Tab. 6: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse. Limmat und Seitenbäche.

Zustand	Nr. Stellenname	Ökomorphologie	Abflussverhältnisse	Wasserqualität					Sedimente					Biologie						
				Ammonium	Nitrit	Nitrat	Phosphat	DOC	Herbizide	Insektizide	Kupfer	Zink	Blei	Cadmium	Quecksilber	Nickel	Chrom	Kieselalgen	Verkrautung	Vegetation
 sehr gut																				
 gut																				
 mässig																				
 unbefriedigend																				
 sehr schlecht																				
 keine Beurteilung																				
	1 Limmat Quaibrücke																			
	2 Limmat Hönnggersteg																			
	3 Limmat bei Dietikon																			
	4 Limmat bei Oetwil																			
	5 Schäfli bach Dietikon																			
	6 Länggenbach vor Limmat																			

Rechtes Zürichseeufer und Jona

Bei den untersuchten Bächen auf der rechten Zürichseeseite (7-17) handelt es sich im Oberlauf (8, 9, 10, 11, 12) meist um kleine, relativ steile und stark beschattete Bäche im Wald, die in ihrem Unterlauf (7, 13, 14, 15, 16, 17) durch dicht besiedeltes Gebiet fließen und schliesslich in den Zürichsee münden. Die Bäche im Oberlauf sind in der Regel wenig verbaut und weisen meist einen guten ökomorphologischen Zustand auf. Im Bereich des Siedlungsgebietes nimmt der Verbauungsgrad zu und der ökomorphologische Zustand wurde meist als stark beeinträchtigt beurteilt. Die Abflussverhältnisse wurden in allen Gewässern als sehr gut beurteilt. Auch die Wasserqualität konnte an den Stellen ohne ARA-Einfluss überwiegend als gut beurteilt werden. Allerdings traten bei Regenereignissen vereinzelt erhöhte Phosphat- und DOC-Konzentrationen auf, die einerseits auf Abschwemmungen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, andererseits auf Entlastungen aus der Siedlungsentwässerung oder Strassenentwässerungen hinweisen. Direkt unterhalb von ARA (10, 19) sowie an Messstellen im Unterlauf (7, 16, 17) der Gewässer kam es zudem zu erhöhten Kupfer- und Zinkkonzentrationen in den Sedimenten, welche auf einen hohen Anteil von Siedlungsflächen und Verkehrsträger im Einzugsgebiet hinweisen.

Im Chliweidlibach nach der ARA Zumikon (10), im Küsnachter Dorfbach nach Einmündung des Chliweidlibachs (12, 13) sowie im Klausbach nach der ARA Bubikon-Wolfhausen (19) wurde die Wasserqualität durch die ARA stark beeinträchtigt. Die Kieselalgen, als biologische Indikatoren für die Wasserqualität, bestätigen die Befunde der chemischen Untersuchungen im Chliweidlibach und Chlausbach. In den Bächen mit erhöhten Nährstoff-, Insektizid- sowie teilweise Zink- und Kupferkonzentrationen deutet der ungenügende Zustand der Makroinvertebraten darauf hin, dass die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer beeinträchtigt ist. Im Klausbach weisen zudem auch die starke Verkräutung und der mässige Zustand der Vegetation auf den schlechten Zustand dieses Bachs als Lebensraum für standortgerechte Tier- und Pflanzengemeinschaften hin.

Spezielle Verhältnisse herrschen im Abfluss des Lützelsees. Durch die Ableitung von nährstoffreichem Tiefenwasser aus dem Lützelsee kam es zu erhöhten Ammonium, Nitrit- und DOC-Konzentrationen im Seeabfluss. Der schlechte Zustand der Makroinvertebraten und der mässige Zustand der Fischpopulationen machen deutlich, dass durch die Ableitung des Tiefenwassers die natürlichen Lebensgemeinschaften des Seeabflusses stark gestört werden. Für den See ist die Tiefenwasserableitung jedoch von Bedeutung, weil dadurch Phosphor aus dem See abgeleitet und das Algenwachstum auf hohem Niveau begrenzt werden kann. Die Tiefenwasserableitung soll daher auch künftig betrieben werden.

Der mässige Zustand der Pflanzen- und Makroinvertebratengemeinschaften im Dorfbach Erlenbach (14) könnte auf die vollständige Uferverbauung und die geringe Strukturvielfalt der Gewässersohle zurückzuführen sein. Zudem sind längere Abschnitte oberhalb des Untersuchungsabschnittes eingedolt. Im Hornbach (7) und im Dorfbach Meilen (15) sind die Lebensgemeinschaften der Makroinvertebraten und Fische in einem guten bis sehr guten Zustand. Dies obwohl die beiden Gewässerabschnitte ökomorphologisch stark beeinträchtigt sind und im Hornbach erhöhte Phosphat-, DOC- und Kupferkonzentrationen nachgewiesen wurden. Während aufgrund der Makroinvertebratengemeinschaften nur zwei Stellen als gut bis sehr gut klassiert wurden, führte die Bewertung der Fischgemeinschaften nur im Abfluss des Lüt-

zelsees zu einer ungenügenden Beurteilung. Unsere Untersuchungen lassen vermuten, dass Makroinvertebraten empfindlicher auf erhöhte Insektizidkonzentrationen sowie Kupfer- und Zinkkonzentrationen reagieren als höhere Wasserpflanzen und Fische.

Die ökologische Funktionsfähigkeit der Jona (20 – 22) wurde mit allen biologischen Indikatoren als gut beurteilt. Der ökomorphologisch stark beeinträchtigte Zustand, die mässigen Abflussverhältnisse und die teilweise erhöhten Insektizidkonzentrationen zeigten keine Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften der Makroinvertebraten und Fische. Eine mögliche Erklärung für dieses erstaunliche Resultat dürfte der hohe Anteil an unbeeinflussten Bächen im Einzugsgebiet sein. Durch die Einwanderung von Organismen aus benachbarten Gewässerabschnitten können die zu erwartenden negativen Effekte zum Teil ausgeglichen werden. Im Possengraben (23) dürfte das überwiegend künstliche Sohlensubstrat für den schlechten Zustand der Vegetation verantwortlich sein, während in der Schwarz die erhöhten Insektizidkonzentrationen den mässigen Zustand der Makroinvertebraten erklären könnten.

Tab. 7: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse. Rechtes Zürichseeufer und Jona.

Zustand		Ökomorphologie	Abflussverhältnisse	Wasserqualität						Sedimente					Biologie							
				Ammonium	Nitrit	Nitrat	Phosphat	DOC	Herbizide	Insektizide	Kupfer	Zink	Blei	Cadmium	Quecksilber	Nickel	Chrom	Kieselalgen	Verkrautung	Vegetation	Makroinvertebraten	Fische
Nr. Stellenname																						
7	Hornbach beim Zürichhorn	gelb	blau	blau	grün	grün	gelb	grün	grün	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
8	Stöckentobelbach	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
9	Wehrenbach	grün	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
10	Chliweidlibach nach ARA Zumikon	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
11	Dorfbach Küsnacht vor Chliweidlibach	grün	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
12	Dorfbach Küsnacht nach Chliweidlibach	grün	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
13	Dorfbach Küsnacht vor Zürichsee	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
14	Dorfbach Erlenbach	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
15	Dorfbach Meilen	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
16	Äusserer Dollikerbach	grün	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
17	Feldbach vor Zürichsee	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
18	Abfluss Lützelsee	grün	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
19	Klausbach nach ARA Bubikon-Wolfhausen	grün	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
20	Jona vor ARA Wald	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
21	Jona nach ARA Wald	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
22	Jona nach ARA Rüti	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
23	Possengraben vor ARA Dürnten-Bubikon	gelb	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau
24	Schwarz vor Jona	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau	blau



































































































































































































































































Sihl und linkes Zürichseeufer

Der ökomorphologische Zustand bei den Probenahmestellen an der Sihl (25 - 30) wird als wenig bis stark beeinträchtigt beurteilt. Die Abflussverhältnisse, die Wasserqualität und die Schwermetallkonzentrationen der Sedimente wiesen einen guten bis sehr guten Zustand auf. Die erhöhten DOC-Konzentrationen sind natürlicherweise bedingt und die hohe Nitritbelastung unterhalb der ARA Adliswil ist auf Ausbaurbeiten an der ARA zurückzuführen.

Die biologischen Indikatoren zeigen, dass die Sihl an den meisten Untersuchungsstellen ökologisch funktionsfähig ist. Defizite wurden bei Sihlbrugg und beim Sihlhölzli festgestellt, wo gleichzeitig der ökomorphologische Zustand stark beeinträchtigt ist. Allerdings hat ein ungenügender ökomorphologischer Zustand an der Sihl nicht immer beeinträchtigte Makroinvertebraten- oder Fischgemeinschaften zur Folge (25, 28). Die ökomorphologische Beurteilung erfolgt aufgrund vier verschiedener morphologischer Parameter, die für die Organismen im Fluss nicht alle von gleicher Bedeutung sind. So wirkt sich ein zu schmaler Uferstreifen weniger stark auf die Organismen im Wasser aus als eine verbaute Sohle oder ein verbauter Böschungsfuss.

Die untersuchten Bäche am linken Zürichseeufer (31 – 38) befinden sich mehrheitlich in einem guten bis sehr guten ökomorphologischen Zustand. Ausser im Aabach Horgen (36) wurden auch die Abflussverhältnisse als sehr gut beurteilt. Die ARA Schönenberg führte zu einer deutlichen Belastung des Aabachs (35) mit Nährstoffen und Insektiziden, was auch durch den mässigen Zustand der Kieselalgen an dieser Stelle bestätigt wird. Vom Gontenbach abgesehen traten an den meisten anderen Untersuchungsstellen erhöhte DOC-, Phosphat-, Kupfer- oder Zinkkonzentrationen auf. Bei Regenereignissen führen Abschwemmungen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erhöhten DOC- und Phosphatkonzentrationen. Im Siedlungsgebiet tragen Entlastungen aus der Kanalisation sowie Strassenentwässerungen zu erhöhten Phosphat-, DOC-, Kupfer- oder Zinkkonzentrationen bei. Im Reidbach (37) weist der unbefriedigende respektive mässige Zustand der Makroinvertebraten und Fische auf eine Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit hin, deren Ursache unklar bleibt. Wie bei den Bächen auf der rechten Zürichseeseite führt die Beurteilung mittels Makroinvertebraten zu einer gesamthaft deutlich schlechteren Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit als die Beurteilung mittels Fischen oder der Vegetation.

Tab. 8: Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse. Sihl und linkes Zürichseeufer.

Zustand	Nr.	Stellenname	Ökomorphologie	Abflussverhältnisse	Wasserqualität						Sedimente						Biologie				
					Ammonium	Nitrit	Nitrat	Phosphat	DOC	Herbizide	Insektizide	Kupfer	Zink	Blei	Cadmium	Quecksilber	Nickel	Chrom	Kieselalgen	Verkrautung	Vegetation
 sehr gut																					
 gut																					
 mässig																					
 unbefriedigend																					
 sehr schlecht																					
 keine Beurteilung																					
	25	Sihl bei Hütten																			
	26	Sihl bei Sihlbrugg																			
	27	Sihl bei Sihlwald																			
	28	Sihl vor ARA Adliswil																			
	29	Sihl nach ARA Adliswil																			
	30	Sihl beim Sihlhölzli																			
	31	Gontenbach																			
	32	Dorfbach Langnau am Albis																			
	33	Mühlbach vor ARA Hirzel																			
	34	Aabach vor ARA Schönenberg																			
	35	Aabach nach ARA Schönenberg																			
	36	Aabach Horgen vor Zürichsee																			
	37	Reidbach Wädenswil vor Weiher																			
	38	Mülbach Richterswil																			

4.2 Zusammenfassung nach Kenngrössen

Ökomorphologie

Die öffentlichen Fließgewässer weisen im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee eine Länge von 847 Kilometer auf. 59 % aller Gewässerabschnitte konnten bezüglich der Ökomorphologie als natürlich/naturnah oder wenig beeinträchtigt beurteilt werden und erfüllten somit die Zielvorgabe. Im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee liegt die entsprechende Zahl mit 39 % deutlich tiefer. Viele Gewässerabschnitte mit einem guten bis sehr guten ökomorphologischen Zustand sind im Sihltal an den Flanken zum Uetliberg, Albis, Höhrnonen und Zimmerberg sowie entlang des Pfannenstiels und im Einzugsgebiet der Jona zu finden. Stark verbaute Gewässerabschnitte befinden sich vor allem in den Siedlungen am linken und rechten Zürichseeufer, die zusätzlich einen hohen Anteil eingedolter Bäche aufweisen.

Abflussverhältnisse

Aufgrund von Wasserkraftnutzungen mussten die Abflussverhältnisse in der Jona und im Aabach Horgen als ungenügend beurteilt werden. Bei den restlichen 89 % der Untersuchungsstellen sind Beeinträchtigungen von untergeordneter Bedeutung oder nicht vorhanden. Im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee erfüllten 93 % aller Gewässerabschnitte die Zielvorgaben bezüglich der Wasserführung.

Wasserqualität

Die Belastung mit Nährstoffen und organischen Stoffen kann bei den meisten Untersuchungsstellen insgesamt als befriedigend beurteilt werden. Die Zielvorgaben für Ammonium und Nitrit, welche in höheren Konzentrationen toxisch sind für die Organismen im Wasser, konnten sowohl im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee, als auch im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee fast immer erfüllt werden. Die Zielvorgabe für Phosphat konnte dagegen in beiden Einzugsgebieten in 14 % aller Wasserproben nicht erfüllt werden. Zu erhöhten Konzentrationen kam es unterhalb von ARAs mit schlechtem Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser zu Bachwasser und durch Entlastungen aus der Siedlungsentwässerung bei Regenereignissen.

Erhöhte Herbizidkonzentrationen traten im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee in 2 % aller Wasserproben auf und waren damit etwas weniger häufig als im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee, wo 5 % aller Proben erhöhte Konzentrationen aufwiesen. Deutlich häufiger wurden die Zielvorgaben für die Insektizide überschritten. Mit 15 % aller Proben im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee im Vergleich zu 39 % aller Proben im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee unterscheidet sich die Belastung in den beiden Einzugsgebieten deutlich. Trotz der deutlich geringeren Insektizidbelastung im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee muss berücksichtigt werden, dass die erhöhten Konzentrationen des Wirkstoffs Diazinon an 15 % aller Stellen eine Gefährdung für die tierischen Kleinlebewesen im Wasser darstellen können. Auch wenn die Anforderung gemäss GSchV für Einzelstoffe von Pestiziden von 0.1 µg/l als Beurteilungsmaßstab verwendet wird, zeigt sich die unterschiedliche Belastung der beiden Gebiete deutlich. Während im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee die Anforderung in 24 % aller Proben nicht erfüllt werden konnten, waren es im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee 44 %.

Die für die Beurteilung der Schwermetallkonzentration in den Sedimenten verwendeten Zielvorgaben der deutschen LAWA gelten als Werte für deutlich erhöhte Konzentrationen im Vergleich zur natürlichen Hintergrundbelastung. Sie geben aber keine direkte Auskunft über die Toxizität für die Gewässerorganismen. Im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee wurden an 26 % aller Untersuchungsstellen erhöhte Gehalte der Schwermetalle Kupfer und Zink gemessen. Im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee traten an 70 % respektive 72 % aller Stellen erhöhte Kupfer- und Zinkkonzentrationen auf, und auch bei den restlichen Schwermetallen kam es mehrmals zu Überschreitungen der Zielvorgaben. Unsere Untersuchungen in den beiden Einzugsgebieten deuten darauf hin, dass eine Gefährdung der Makroinvertebraten durch Schwermetalle nicht ausgeschlossen werden kann. An neun von 14 Untersuchungsstellen mit erhöhten Kupfer- oder Zinkkonzentrationen befanden sich auch die Makroinvertebraten in einem ungenügenden Zustand.

Biologischer Zustand

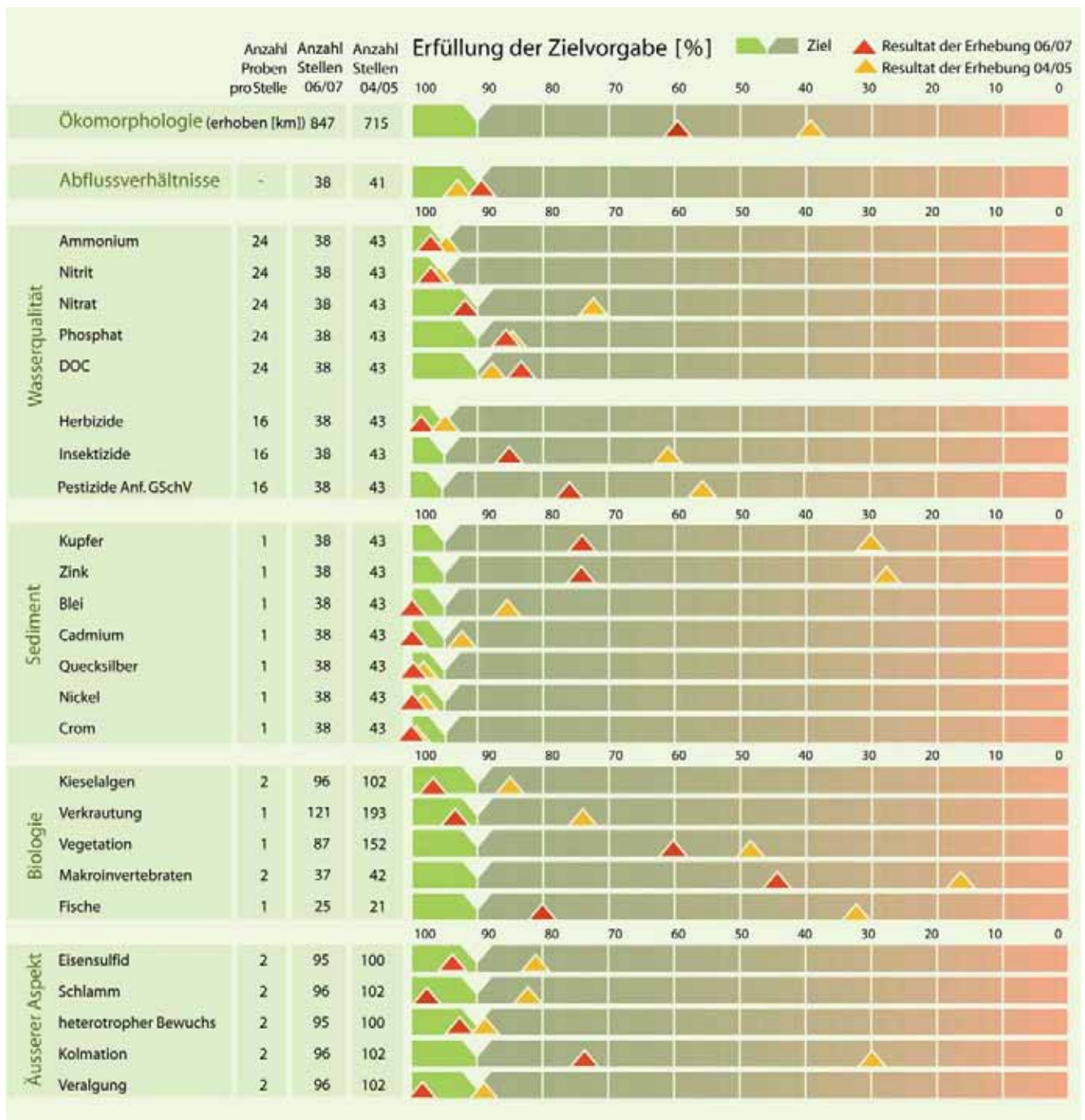
Die Kieselalgen, welche als biologische Zeiger für die Wasserqualität verwendet werden, indizierten nur an drei Stellen (3%) eine ungenügende Wasserqualität. Auch die 58 zusätzlich beprobten Stellen an kleinen Fließgewässern, wo keine chemischen Untersuchungen durchgeführt wurden, ergaben keine Hinweise auf bisher unerkannte Belastungsquellen.

Eine starke Verkräutung wurde an 7 der insgesamt 121 beurteilten Stellen (6 %) festgestellt. Der geringere Anteil an verkräuteten Bächen im Vergleich zum Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee ist hauptsächlich auf die unterschiedlichen Eigenschaften der Einzugsgebiete zurückzuführen. Im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee sind nur wenige Bäche mit geringem Gefälle und geringer Beschattung vorhanden, in welchen Verkräutungen normalerweise auftreten. Die Artenvielfalt und Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften konnte im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee in 60 % der Gewässerabschnitte als genügend beurteilt werden. Wiederum schlechter ist die Situation im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee mit 48 % der Gewässerabschnitte in genügendem Zustand. Der Grund für den unbefriedigenden Zustand der Vegetation in beiden Einzugsgebieten dürfte die Beeinträchtigungen des Lebensraumes sein. Besonders zu erwähnen sind in diesem Zusammenhang der ökomorphologisch ungenügende Zustand vieler Gewässer sowie die teilweise starke Kolmation der Gewässersohle.

Makroinvertebraten und Fische gelten als biologische „Gesamtindikatoren“ für Beeinträchtigungen des Gewässerraums, der Wasserführung und der Wasserqualität. Beide Indikatoren zeigen, dass die ökologische Funktionsfähigkeit vieler Gewässer im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee deutlich besser ist als im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee. Während die Makroinvertebraten und die Fische im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee an 46 % respektive 80 % aller Stellen einen genügenden Zustand anzeigten, wiesen im Einzugsgebiet von Glatt und Greifensee nur 17 % der Untersuchungsstellen einen guten Zustand der Makroinvertebraten und 33 % der Stellen einen befriedigenden Zustand der Fische auf. Der generell schlechtere Zustand der Makroinvertebraten im Vergleich zu den Fischen lässt zudem darauf schliessen, dass die Beurteilungsmethode der Makroinvertebraten sensitiver auf Belastungen reagiert als jene der Fische. Der generell bessere Zustand im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee kann teilweise auf die geringere Siedlungsfläche (9% gegenüber von

26 %) sowie den höheren Anteil unproduktiver Flächen (Naturschutzgebiete, Brachland) und Gewässer zurückgeführt werden (22 % gegenüber 6 %). Bedeutend geringer sind die Unterschiede beim Waldanteil (31 % gegenüber von 24 %) und der landwirtschaftlichen Nutzfläche (38 % gegenüber 45 %). Trotz des besseren Zustandes der Makroinvertebraten und Fische im Einzugsgebiet von Limmat, Sihl und Zürichsee zeigen unsere Untersuchungen auf, dass die ökologische Funktionsfähigkeit vieler Gewässer auch in diesem Einzugsgebiet weit vom Zielzustand entfernt ist.

Tab. 9: Zusammenfassung nach Kenngrössen für das Einzugsgebiet Sihl, Limmat und Zürichsee (2006/07) im Vergleich mit dem Einzugsgebiet Glatt / Greifensee (2004/05).



4.3 Handlungsbedarf und Massnahmen

Die Resultate aus der Untersuchung im Einzugsgebiet von Sihl, Limmat und Zürichsee zeigen einerseits auf, in welchen Gewässerabschnitten die grössten Defizite bestehen. Für diese Gewässerabschnitte werden im Folgenden der Handlungsbedarf aufgezeigt und bereits ergriffene oder geplante Massnahmen beschrieben. Andererseits weisen die Untersuchungen auf verschiedene Belastungsfaktoren hin, die im gesamten Einzugsgebiet wirken, deren Einfluss auf die Gewässer sich aber lokal unterscheiden können. Da zur Behebung dieser Defizite lokal angepasste Massnahmen notwendig sind, wird nur auf den Handlungsbedarf hingewiesen, der die Richtung für weiterführende Massnahmen aufzeigt.

Defizite in Gewässerabschnitten

Die starke Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit im Länggenbach (6) dürfte einerseits auf die erhöhte Schwermetallbelastung der Sedimente und den mässigen ökomorphologischen Zustand zurückzuführen sein. Andererseits weist aber auch die Erfassung des äusseren Aspektes darauf hin, dass im Abschnitt verstärkt Feinmaterial abgelagert wird. Ob Entlastungen aus der Siedlungsentwässerung, eine Strassenentwässerung, ein Fehlanschluss oder allenfalls das natürlich bedingte geringe Gefälle dafür verantwortlich ist, muss mit weiteren Untersuchungen und Abklärungen vor Ort durch die Abteilung Gewässerschutz geklärt werden. Die allenfalls erforderlichen Massnahmen können erst nachfolgend festgelegt werden.

Die schlechte Wasserqualität im Chliweidlibach (10) und im Küssnachter Dorfbach (12, 13) wird hauptsächlich durch das schlechte Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser der ARA Zumikon zu Bachwasser verursacht. Es ist geplant, die ARA Zumikon bis im Jahr 2012 aufzuheben und das Abwasser zur Reinigung der ARA in Küssnacht zuzuführen. Durch diese Massnahme wird sich die Qualität des Wassers und der Sedimente des Chliweidlibachs und des Küssnachter Dorfbachs unterhalb der Einleitung des Chliweidlibachs wesentlich verbessern. Inwieweit die Überschussabwasser-einleitungen aus Hochwasserentlastungen und Regenbecken bzw. die Direkteinleitungen aus Trennsystemgebieten von Zumikon und Forch eine verbleibende Belastung bewirken, muss nach Aufhebung der ARA Zumikon beurteilt werden.

Die Ableitung von Tiefenwasser aus dem Lützelsee ist für die schlechte Wasserqualität im Seeabfluss (18) verantwortlich und führt zu einer starken Beeinträchtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit. Für den See ist die seit 1982 in Betrieb stehende Tiefenwasserableitung jedoch von Bedeutung, weil dadurch Phosphor aus dem See abgeleitet und das Algenwachstum im See begrenzt werden konnte. Die Tiefenwasserableitung soll daher auch künftig weiterbetrieben werden. Eine Vorbehandlung des Tiefenwassers wurde in einer Machbarkeitsstudie geprüft und verworfen. Eine Verbesserung der Wasserqualität im Seeabfluss ist unter diesen Voraussetzungen nicht zu erreichen.

Die Defizite im Chlausbach (19) sind auf das schlechte Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser zu Bachwasser und auf Entlastungen aus der Kanalisation bei Niederschlägen zurückzuführen. Im Jahr 1995 wurde mit der Planung der Erweiterung und Sanierung der zwanzigjährigen Anlage begon-

nen und auch ein Anschluss an die ARA Hombrechtikon-Feldbach geprüft. Verschiedene Gründe, u.a. das zeitweise Trockenfallen des Chlausbachs bei Trockenwetter bei Wegfall des gereinigten Abwassers, führten zur Verwerfung dieser Variante. Seit Abschluss der Erweiterung und Sanierung der Anlage im Jahr 2004 werden die Einleitungsbedingungen vollumfänglich eingehalten und es ist, unter den heute geltenden Anforderungen, genügend Reinigungskapazität für die nächsten 20 – 30 Jahre vorhanden. Eine Verbesserung der Wasserqualität im Chlausbach ist unter diesen Rahmenbedingungen nicht möglich.

Die ungenügende Wasserqualität im Aabach unterhalb der ARA Schönenberg (35) ist auf das schlechte Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser zu Bachwasser zurückzuführen. Da es sich um eine kleine Anlage handelt, muss sie die verschärften Einleitungsbedingungen für Phosphat nicht erfüllen. Die Einleitungsbedingungen bezüglich aller Parameter werden seit Jahren vollumfänglich eingehalten und die Anlage verfügt mittelfristig, unter den heute geltenden Anforderungen, über genügend Kapazitätsreserven. Vor der letzten Sanierung im Jahr 1998 wurde zudem der Anschluss an die ARA Wädenswil geprüft, dieser aber nach längeren Diskussionen schlussendlich verworfen. Eine Verbesserung der Wasserqualität im Aabach ist deshalb vorderhand nicht realisierbar.

Ein Jahr nach der Beurteilung der biologischen Indikatoren wurden im Reidbach (37), bei einer der monatlich stattfindenden Untersuchung der Wasserqualität, stark erhöhte Ammonium- und DOC-Konzentrationen festgestellt. Kontrollmessungen am folgenden Tag bestätigten den Befund und auch die vorgefundenen toten Fische wiesen auf eine massive Gewässerverschmutzung hin. Aufgrund der anschliessenden Abklärungen konnte der Verursacher ermittelt und die Ursache der Gewässerverschmutzung behoben werden: ein Bauer hatte bei Grabarbeiten eine Gülleleitung zerstört, worauf grosse Mengen Gülle in den Bach gelangten. Nicht immer werden Gewässerverschmutzungen entdeckt und der Verursacher gefunden, wie im vorliegenden Fall. Es kann deshalb nicht ausgeschlossen werden, dass eine Gewässerverschmutzung kurz vor der Untersuchung der Makroinvertebraten- und Fischgemeinschaften im Reidbach für den ungenügenden Zustand dieser biologischen Indikatoren verantwortlich war.

Allgemeine Defizite

Ökomorphologie

Der ökomorphologische Zustand, als Indikator für die Lebensraumqualität, ist in vielen Fliessgewässerabschnitten ungenügend. Zusätzlich behindern Durchgängigkeitsstörungen wie z.B. Abstürze und Verrohrungen die Wanderung der Fische und Makroinvertebraten. Durch Unterhaltsmassnahmen und Gewässerrenaturierungen kann der Lebensraum der Fliessgewässer aufgewertet werden. Dabei zielen die meisten Massnahmen darauf ab, die natürliche Strukturvielfalt im Gewässer und angrenzenden Umland zu erhöhen sowie die natürliche Durchgängigkeit wieder herzustellen. Dadurch entstehen wieder vielfältige und vernetzte Lebensräume für Tiere und Pflanzen.

Im Rahmen des Unterhalts können defekte harte Uferverbauungen durch Lebendverbau ersetzt oder Totholz und Wasserpflanzen nicht vollständig von der Bachsohle entfernt werden. Das AWEL hat in Zusammenarbeit mit der Jagd- und Fischereiverwaltung in den letzten zwei Jahren vier Schulungsveranstaltungen für Gemeinden aus verschiedenen Einzugsgebieten zu

diesem Thema durchgeführt. Im Jahr 2009 wird die Veranstaltung auch für die restlichen Gemeinden im Kanton Zürich angeboten. Mit Renaturierungen können Bäche ausgedolt, Aufstiegshindernisse beseitigt oder die Linienführung naturnäher gestaltet werden. Der Sicherstellung des minimalen Raumbedarfes zur Gewährleistung des Hochwasserschutzes und zur Erhaltung der Fliessgewässer als Lebensraum kommt dabei eine herausragende Bedeutung zu. Der Regierungsrat hat in seinen Legislaturzielen 2007–2011 beschlossen, dass der notwendige Raum hauptsächlich mit raumplanerischen Mitteln zu sichern ist. Seit dem 1. Januar 2006 ist die Förderung der Renaturierung der Gewässer im Kanton Zürich auf Verfassungsebene verankert. An einer entsprechenden Änderung des Wasserwirtschaftsgesetzes wird zurzeit gearbeitet. Bereits seit zirka 20 Jahren werden Wasserbauprojekte des AWEL in der Regel naturnah gestaltet. Für die Aufwertung der Fliessgewässer stand im Kanton Zürich seit 1989 ein Rahmenkredit von 18 Mio. Franken zur Verfügung. Damit wurden bisher rund 80 km Bäche und Flüsse geöffnet und wieder belebt. An der Limmat bei Geroldswil wurde als Ausgleichsmassnahme für den Ausbau des Kraftwerkes Wettingen ein langer Gewässerabschnitt renaturiert. Auch an der Sihl im Bereich Manegg konnten in Zusammenhang mit dem Bau der Westumfahrung (Uetlibergtunnel) verschiedene Aufwertungen durchgeführt werden. Der Rahmenkredit ist bis Ende 2008 ausgeschöpft. Der Regierungsrat will mit einem neuen Rahmenkredit die Renaturierung der Gewässer weiterhin fördern.

Abflussverhältnisse

Die Kleinwasserkraftwerke (KWKW) an der Jona und am Aabach in Horgen sind in ihrer Laufzeit unbefristet bzw. teilweise ehehaft¹. Mit der Einführung des Bundesgesetzes über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) wurden die Kantone verpflichtet, die gesetzlich festgeschriebenen Mindest-Restwassermengen (Art. 31 ff GSchG) bei Konzessionserneuerungen und Neukonzessionierungen festzulegen. Art. 80 des GSchG verpflichtet die Kantone, Gewässer, die durch bestehende Entnahmen wesentlich beeinflusst werden, unterhalb der Fassungen soweit zu sanieren, als dies ohne entschädigungsbegründende Eingriffe in die bestehenden Wasserrechte möglich ist. Bezüglich des Umfangs, was unter „...ohne entschädigungsbegründende Eingriffe“ zu verstehen ist, bestehen unterschiedliche Meinungen zwischen Konzessionsinhabern und dem Staat. Die Restwassermengen dieser Wasserrechte müssen somit auf dem Verhandlungswege festgelegt werden. Indes liegen die auf diesem Wege erhandelten Restwassermengen ausnahmslos bedeutend tiefer, als sie gemäss Art. 31 gefordert werden. Da die bestehenden Konzessionen befristet werden müssen, werden im Kanton Zürich mit der Befristung auch die Restwasser- und weitere Defizite angegangen. Sind die Wasserrechtinhaber bereit, ihre Anlagen soweit zu sanieren, dass diese den neuen gesetzlichen Anforderungen genügen (angemessene Restwassermengen, Fischaufstiegshilfen und ggf. Aufwertungsmassnahmen in den Konzessionsstrecken), wird die Befristungsdauer entsprechend angepasst. Zwar bestehen keine gesetzlichen Grundlagen zur Reduktion von Schwall-/Sunk-Defiziten, dennoch wird versucht, diese Betriebsform zu eliminieren oder soweit wie möglich zu reduzieren. Diese

¹ Als ehehaft werden im Kanton Zürich Rechte bezeichnet, die bereits vor den ersten Rechtswerken bestanden. In der Regel sind somit Wasserrechte vor 1816 ehehaft. Sie sind zinsfrei, in ihrer Laufzeit unbefristet und können nur gegen Entschädigung aufgehoben werden. Teilweise ehehafte Wasserrechte bestehen aus einem ehehaften und einem konzessionierten Recht zur Wassernutzung. Unbefristete Wasserrechte sind jedoch nicht per se ehehaft.

aufwändige „Sanierungsform“ verspricht jedoch deutlich grössere Verbesserungen für die betroffenen Gewässer, als dies mit Sanierungen gemäss Art. 80 GSchG zu erreichen wäre. Ziel ist es, dass auf diesem Weg bis 2012 90% der im Kanton Zürich bestehenden Konzessionen GSchG-konform sind (Stand 1.01.2008: 87.4%; 1.01.2005: 58.8%).

Wasserqualität

Nährstoffe und organische Belastung

Die Belastung der Fliessgewässer mit Nährstoffen und organischen Stoffen hat sich in den letzten Jahren deutlich verringert. Um die Wasserqualität weiter zu verbessern, sind Projekte zur Erweiterung und Sanierung von ARAs mit ungenügender Reinigungsleistung umzusetzen. Bei den übrigen ARAs ist der hohe Stand zu halten und dem technischen Fortschritt anzupassen. Ein besonderes Problem stellen ARAs an Gewässern mit ungenügendem Verdünnungsverhältnis von gereinigtem Abwasser zu Bachwasser dar. In Hinblick auf geplante Erweiterungen ist der Standort dieser ARAs kritisch zu hinterfragen. Dabei ist zu bedenken, dass in kleinen Bächen das gereinigte Abwasser einen grossen Anteil am Gesamtabfluss ausmachen kann und die Aufhebung einer ARA, zumindest während Trockenperioden, zu einem vorübergehenden Trockenfallen des Gewässers führen könnte.

Bei Regenereignissen kam es in verschiedenen Untersuchungsabschnitten regelmässig zu erhöhten Phosphat- und DOC-Konzentrationen. Mit der Förderung einer standortgerechten landwirtschaftlichen Bodennutzung und einer angepassten Bodenbearbeitung können Abschwemmungen und Erosion aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten reduziert werden. Zu erhöhten Phosphat- und DOC -Konzentrationen bei Niederschlägen tragen aber auch Entlastungen aus der Kanalisation und Strassenentwässerungen bei. Im Rahmen des GEP-Checks ist deshalb zu überprüfen, ob die Rückhaltekapazitäten genügen oder allenfalls erweitert werden müssen.

Pestizide und Mikroverunreinigungen

Erhöhte Pestizidkonzentrationen traten in verschiedenen Gewässerabschnitten auf. In der Gewässerschutzverordnung sind die Anforderungen für Pestizide im Grundwasser, welches als Trinkwasser genutzt wird, und in Fliessgewässern auf 0.1 µg/l je Einzelstoff festgelegt. Der Wert von 0.1 µg/l wurde vorsorglich im Hinblick auf das Schutzziel Trinkwasser gewählt und darf auch in Fliessgewässern nicht überschritten werden. Zur Beurteilung der stoffspezifischen Wirkung auf die Organismen im Wasser ist dieser einheitliche Wert allerdings unbefriedigend, da er die sehr unterschiedliche Toxizität der Einzelstoffe nicht berücksichtigt. Zur Beurteilung der Auswirkungen auf die ökologische Funktionsfähigkeit wurde deshalb das von Chèvre et al. entwickelte Konzept zur wirkungsbasierten Beurteilung von Pestiziden verwendet. Eine schweizweit gültige Methode zur stoffspezifischen Beurteilung von Pestiziden fehlt leider bisher und sollte dringend festgelegt werden. Zurzeit ist eine Arbeitsgruppe unter Federführung des BAFU daran, eine Liste der schweizweit relevanten Mikroverunreinigungen, zu welchen auch die Pestizide gezählt werden, mit den Qualitätszielen für Fliessgewässer festzulegen. Dabei werden auch die im Rahmen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie erarbeiteten Stofflisten berücksichtigt. Anschliessend soll die Arbeitsgruppe ein Konzept zur Beurteilung der Mikroverunreinigungen festlegen, den Handlungsbedarf aufzeigen und Grundlagen für die technische Umsetzung zur Reduktion der Mikroverunreinigungen in den Gewässern vorstellen. Das AWEL beteiligt sich aktiv an diesen Arbeiten.

Die Verwendung von Pestiziden wird in verschiedenen Gesetzen und Verordnungen geregelt, u.a. in der Pflanzenschutzmittel-Verordnung, in der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung und in der Biozid-Produkte-Verordnung. Diese Verordnungen regeln das Inverkehrbringen und den Umgang mit Pflanzenschutzmitteln und Biozidprodukten in Landwirtschaft, Industrie und Gewerbe und Privathaushalten. Sie stellen ein wirkungsvolles Instrument dar, um den Umgang mit Pflanzenschutzmitteln und Biozidprodukten von der Lagerung, dem Umfüllen, der Verwendung bis zur Entsorgung zu steuern. So besteht zum Beispiel ein Verwendungsverbot von Pflanzenschutzmitteln in besonders sensiblen Umweltbereichen wie Grundwasserschutzzonen oder 3-Meter-Pufferzonen entlang von oberirdischen Gewässern. Auch auf Strassen, Wegen und Plätzen sowie Dächern und Terrassen dürfen keine Pflanzenschutzmittel verwendet werden.

Um die Pestizeinträge aus Landwirtschaft sowie Haus- und Gartenbereich in die Gewässer zu reduzieren, müssen die gesetzlichen Bestimmungen umfassend umgesetzt werden. In Zusammenarbeit mit anderen Vollzugsbehörden plant das AWEL dazu verschiedene Projekte. So sollen Schulungen die gute Praxis in der Landwirtschaft fördern und Informationskampagnen private Anwender von Pflanzenschutzmitteln über die umweltgerechte Verwendung und Entsorgung dieser Produkte aufklären.

Grosser Handlungsbedarf besteht bei den Biozidprodukten, die erst in jüngster Zeit als Verursacher von Pestizidbelastungen erkannt wurden. Viele Massnahmen zur Verminderung des Pestizidaustrages aus Biozidprodukten, z. B. aus Farben und Fassadenanstrichen müssen erst noch entwickelt werden und sich auf dem Markt durchsetzen. Durch eine gute Zusammenarbeit von Forschung, Industrie und Behörden kann dieser Prozess beschleunigt werden.

Schwermetalle

Erhöhte Kupfer- und Zinkkonzentrationen traten in den Fliessgewässersedimenten verschiedener Gewässerabschnitte auf. Die für die Beurteilung verwendeten Zielvorgaben der deutschen LAWA gelten als Werte für deutlich erhöhte Konzentrationen im Vergleich zur natürlichen Hintergrundbelastung. Sie geben aber keine direkte Auskunft über die Toxizität für die Gewässerorganismen. Eine schweizweit gültige Methode zur Untersuchung und Beurteilung von Schwermetallen in Fliessgewässersedimenten muss noch festgelegt werden. Mit der zuständigen Stelle beim BAFU wurde diesbezüglich Kontakt aufgenommen. Die Thematik soll nach Neuorganisation des Projekts Modul-Stufen-Konzept ab 2010 aufgegriffen werden.

Als Haupteintragswege für die Schwermetalle in die Fliessgewässer gelten Strassenentwässerungen, abfliessendes Wasser von Gebäudehüllen über das Trennsystem und gereinigtes Abwasser. Mit verschiedenen Projekten werden zurzeit offene Fragen geklärt und Massnahmen zur Verringerung des Schadstoffeintrages in die Fliessgewässer und Seen erarbeitet. Im Rahmen des Projektes „Massnahmenplan Strassenentwässerung“ wurde eine Priorisierung der Strassenabschnitte vorgenommen, an welchen Massnahmen zur Verringerung des Schadstoffaustrages oder der zu hohen hydraulischen Belastung eines Gewässers durch die Strassenabwassereinleitung prioritär umzusetzen sind. Im Projekt „Belastung des Zürichsees durch die Strassenentwässerung“ soll einerseits der Schadstoffeintrag aus Strassenentwässerungen, ARAs, Regenüberläufen und weiteren Quellen in den See modelliert werden. Andererseits soll untersucht werden, ob Massnahmen zur Reduktion der Schadstoffeinträge aus der Strassenentwässerung zu treffen sind und welche Massnahmen zweckmässig, technisch möglich und wirtschaftlich tragbar sind. Und schliesslich wird im Rahmen des Projektes „Leistungsbeur-

teilung von Strassenwasserbehandlungsanlagen“ die Wirksamkeit der Reinigungsleistung verschiedener Anlagen miteinander verglichen. Wichtig ist auch die Weiterführung der Klärschlammüberwachung, welche bezüglich Schwermetallbelastung ein zentrales Instrument für die Umweltbeobachtung darstellt.

