



Usa, 24848_ab_138, Foto: Haaß, April 2010

Makrozoobenthosenerhebungen und physikochemische Untersuchungen in ausgewählten salzbelasteten hessischen Bächen (Solz, Sulzbach, Usa)

von:

Dipl. Biol. Dipl. Ing. Werner Haaß, BIL-Büro
Prof. Dr. Ulrich Braukmann, Universität Kassel
Dipl. Biol. Hans-Joachim Bittner, BIL-Büro



Witzenhausen, im August 2011

Ort, Datum

Unterschrift

BIL

Büro für Ingenieurbiologie
und Landschaftsplanung
37213 Witzenhausen
Marktgasse 10
Tel.: 05542/71321-Fax: 72865

37085 Göttingen
Heinz-Hilpert-Straße 12
Tel.: 0551/4898294

**UNIKASSEL
VERSITÄT**

Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässer-
entwicklung

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
2	Methodik	1
3	Lage und allgemeine Beschreibung der Untersuchungsgebiete	3
3.1	Solz	3
3.2	Sulzbach	5
3.3	Usa/Wetter	8
4	Differenzierung der Gewässer nach der Art der Salzbelastung	12
5	Abiotische Faktoren	14
5.1	Nährstoffe.....	14
5.1.1	Orthophosphat.....	14
5.1.2	Nitrat.....	17
5.2	Summenparameter.....	18
5.2.1	DOC	18
5.2.2	BSB ₅	19
5.3	Salzbelastung.....	21
5.3.1	Elektrische Leitfähigkeit.....	21
5.3.2	Chlorid und Sulfat	21
5.3.3	Kalium und Natrium	24
5.3.4	Calcium und Magnesium	27
5.4	pH-Werte und Sauerstoffgehalte	31
6	Makrozoobenthosbesiedlung	32
6.1	Allgemeines.....	32
6.2	Salztoleranz des Makrozoobenthos.....	32
6.3	Ergebnisse	34
6.3.1	Solz	34
6.3.2	Sulzbach.....	41
6.3.3	Usa.....	48
7	Schlussfolgerungen.....	52

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Lage der Probestellen im Einzugsgebiet der Solz.	4
Abbildung 2: Elektrische Leitfähigkeit an den Probestellen im Einzugsgebiet an der Solz.....	4
Abbildung 3: Karbonat- und Gesamthärte an ausgewählten Probestellen an der Solz. Gewässerabschnitte 42712_ab_26 und 42712_ab_61 im Fließabschnitt mit Salzabwasser- Belastung aus der Kali-Industrie.	5
Abbildung 4: Lage der Probestellen im Einzugsgebiet des Sulzbaches.	6
Abbildung 5: Elektrische Leitfähigkeit an den Probestellen im Einzugsgebiet des Sulzbaches. Orange: Probestellen mit Salzabwasser-Belastung aus dem Badebetrieb und den Salzquellen von Bad Soden.	7
Abbildung 6: Karbonat- und Gesamthärte an ausgewählten Probestellen am Sulzbach.	7
Abbildung 7: Karbonat- und Gesamthärte an ausgewählten Probestellen an der Usa.....	9
Abbildung 8: Elektrische Leitfähigkeit an den Probestellen im Einzugsgebiet der Usa.	9
Abbildung 9: Lage der Probestellen an der Usa und der Wetter.....	11
Abbildung 10: Ca/Mg-Verhältnis an den Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz. Absolute Magnesium-Konzentrationen s. Kap. 5.3.4. Quelle Sortiergrenze: KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994).	13
Abbildung 11: Abhängigkeiten zwischen dem Saprobienindex und den Jahresmittelwerten der ortho-Phosphat-Konzentration (n = 1257). Quelle: HLUG (2010)	15
Abbildung 12: Phosphat-P-Konzentrationen an den Probestellen in Solz, Sulzbach und Usa. Orientierungswert der LAWA (2007): Gewässertypspezifischer Orientierungswert für den Übergang vom guten zum mäßigen Zustand, Jahresmittelwert aus mind. 12 Messungen.	16
Abbildung 13: Nitrat-N Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz	18
Abbildung 14: DOC an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz	19
Abbildung 15: BSB ₅ an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz	20
Abbildung 16: Chlorid-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz	23

Abbildung 17: Sulfat-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz	24
Abbildung 18: Natrium-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz	26
Abbildung 19: Kalium-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz	27
Abbildung 20: Magnesium-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz.....	30
Abbildung 21: Ca/Mg-Verhältnis an den Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz. Absolute Magnesium-Konzentrationen s. Kap. 5.3.4. Quelle Sortiergrenze: KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994). Konzentration Ca = 1 gesetzt, Magnesium in Relation zu Calcium.....	30
Abbildung 22: pH-Werte an den untersuchten Fließgewässern. Rote Balken: Nebengewässer in den untersuchten Fließgewässersystemen	31
Abbildung 23: Artenzahlen und elektrische Leitfähigkeit an der Solz. Probennahme: 21.04.2010	35
Abbildung 24: Anzahl der EPT-Arten an der Solz. Probennahme: 21.04.2010.....	36
Abbildung 25: Anteil halotoleranter Arten (Abundanzen) und elektrische Leitfähigkeit an der Solz. Probennahme: 21.04.2010.....	37
Abbildung 26: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen in der Solz.....	38
Abbildung 27: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen in der Solz.....	39
Abbildung 28: Saprobienindex und elektrische Leitfähigkeit, Solz. German Saprobic Index modifiziert: Saprobienindex ohne die in Folge der Salzbelastung auftretenden Arten <i>Proasellus coxalis</i> und <i>Potamopyrgus antipodarum</i>	40
Abbildung 29: Artenzahlen und elektrische Leitfähigkeit am Sulzbach. Probennahme: 20.04.2010.....	42
Abbildung 30: EPT-Arten und elektrische Leitfähigkeit am Sulzbach. Probennahme: 20.04.2010	42
Abbildung 31: Anteil halotoleranter Arten (Abundanzen) und elektrische Leitfähigkeit am Sulzbach. Probennahme: 20.04.2010	43

Abbildung 32: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen im Sulzbach.....	45
Abbildung 33: Saprobienindex, BSB ₅ und elektrische Leitfähigkeit, Sulzbach. German Saprobic Index modifiziert: Saprobienindex ohne die in Folge der Salzbelastung auftretenden Arten <i>Proasellus coxalis</i> und <i>Potamopyrgus antipodarum</i> . Die Werte des BSB ₅ sind zur Darstellung der Entwicklung durch den Faktor 2 dividiert. Gemessene Werte: Probestelle 87: 4,3 mg/l, Probestelle 46: 4,1 mg/l, Probestelle 22 (unterhalb Zufluss Schwalbach): 9,3 mg/l.....	47
Abbildung 34: Artenzahlen und elektrische Leitfähigkeit an der Usa. Probennahme: 20.04.2010	48
Abbildung 35: Zahl der EPT-Taxa und elektrische Leitfähigkeit an der Usa. Probennahme: 20.04.2010.....	49
Abbildung 36: Anteil halotoleranter Arten und elektrische Leitfähigkeit an der Usa. Probennahme: 20.04.2010	49
Abbildung 37: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen in der Usa bzw. Usa/Wetter	50
Abbildung 38: Saprobienindex und elektrische Leitfähigkeit in der Usa.....	51
 <u>Tabellenverzeichnis:</u>	
Tabelle 1: Arten mit einer Stetigkeit von mehr als 10 % in der Unteren Werra.	33
Tabelle 2: Zusätzliche als halotolerant eingestufte Arten.	34

1 Einleitung

Salzbelastete Gewässer weisen häufig Makrozoobenthos-Zönosen auf, die eine erhöhte organische Belastung anzeigen. Es ist jedoch anzunehmen, dass die angezeigte erhöhte Saprobie dieser Gewässer oft auf das häufige Vorkommen salztoleranter Neozoen wie *Proasellus coxalis*, *Potamopyrgus antipodarum* und anderer mehr, die einen hohen Saprobiewert aufweisen, und das gleichzeitige Ausfallen zahlreicher limnischer Reinwasserarten vor allem aus der Gruppe der EPT-Arten zurückzuführen ist. Die durch die Makrozoobenthos-Zönose angezeigte organische Belastung wäre in diesem Falle nur "vorgetäuscht".

Zur Untersuchung dieser Zusammenhänge wurden die Usa und der Sulzbach in Südhessen, die durch natürliche Mineralwasseraustritte und Mineralwassereinleitungen der Kurbetriebe in Teilabschnitten erhöhte Salzkonzentrationen aufweisen, sowie die Solz bei Bad Hersfeld, deren Salzbelastung auf die Laugenversenkung der Kaliindustrie zurückzuführen ist, im April 2010 physikochemisch und biologisch (Makrozoobenthos) untersucht. Anhand der Untersuchungsergebnisse sollten die verschiedenen Gewässer hinsichtlich des Grades und der Art der Salzbelastung charakterisiert werden. Wesentliche Zielsetzung der Untersuchungen war eine Bewertung der Reaktion der Makrozoobenthos-Zönose auf die im Fließgewässerverlauf hinzutretende Salzbelastung und hinsichtlich des Zusammenhangs zwischen Salzbelastung und der durch die Makrozoobenthos-Zönose angezeigten organischen Belastung.

2 Methodik

Die Freiland- und Laborarbeiten zur Erfassung des Makrozoobenthos wurde nach der vorgegebenen Methodik der Leistungsbeschreibung des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG, 2010) durchgeführt. Somit wurde an den vorgesehenen Probestellen:

- Ein Multi-Habitat-Sampling an 20 Teilprobestellen, aufgeteilt nach der Verteilung der Substrate im Gewässer durchgeführt, auf einer Gesamtprobenfläche von 1,25 m².
- Es wurden seltene Habitate untersucht (Anteil unter 5 % der Gesamtfläche) und Einzelexemplare entnommen.
- Die Organismen wurden mindestens auf das von der Operationellen Taxaliste (Stand Februar 2010) vorgegebene Niveau bestimmt.

Es erfolgte keine Reduktion des durch das Multi-Habitat-Sampling erfassten Materials; die Proben wurden jeweils komplett aufgearbeitet.

Eine Beschreibung der Probestellen und der dort vorhandenen Substrate befindet sich in den Feldprotokollen, die im Anhang 2 beigefügt sind.

Gleichzeitig mit der Probennahme wurden folgende Parameter elektrometrisch gemessen (Messgeräte: WTW):

- Sauerstoffgehalt (mg/l, %)
- pH-Wert
- elektrische Leitfähigkeit
- Wassertemperatur

Diese Parameter wurden zusätzlich an einer Reihe weiterer Probestellen, an welchen kein Makrozoobenthos erfasst wurde, gemessen.

An einigen Probestellen wurden darüber hinaus Wasserproben entnommen. Im Labor der Universität Kassel, Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässerentwicklung, wurden folgende Parameter bestimmt:

- | | | |
|--------------------------|-----|---|
| ➤ BSB5 (mg/l) | | DIN EN 1899-2 (H52) Teil 2. Verfahren für unverd. Proben, Best. d. gelösten Sauerstoffs mit O ₂ -Sonde, Messbereich 0,5 bis 6 mg/L |
| ➤ DOC (mg/l) | | DIN EN 1484 (H3) thermisch-katalytisch, gelöster Kohlenstoff (DOC) |
| ➤ Nitrat-N (mg/l) | IC | DIN EN ISO 10304-1 (D-19) |
| ➤ o-Phosphat-P (mg/l) | IC | DIN EN ISO 10304-1 (D-19) |
| ➤ Sulfat (mg/l) | IC | DIN EN ISO 10304-1 (D-19) |
| ➤ Chlorid (mg/l) | IC | DIN EN ISO 10304-1 (D-19) |
| ➤ Kalium (mg/l) | AAS | DIN 38406 (E14) |
| ➤ Natrium (mg/l) | AAS | DIN 38406 (E14) |
| ➤ Magnesium (mg/l) | AAS | DIN 38406 (E14) |
| ➤ Calcium (mg/l) | AAS | DIN 38406 (E14) |
| ➤ Karbonathärte (mmol/l) | | Aquamerck 1.08039 |
| ➤ Gesamthärte (mmol/l) | | Aquamerck 1.08048 |

Die Lage und das Messprogramm für die einzelnen Probestellen ist jeweils in der Charakterisierung der untersuchten Gewässer in den folgenden Kapiteln dargestellt.

3 Lage und allgemeine Beschreibung der Untersuchungsgebiete

3.1 Solz

Das Einzugsgebiet der Solz hat eine Größe von etwa 91,5 km². Die Fließlänge des Gewässers insgesamt beträgt ungefähr 26,5 km. Der Bach entspringt in 350 m Höhe mit mehreren Quellen südlich von Eiterfeld und fließt im Oberlauf auf einer Länge von etwa 9 km durch eine überwiegend ackerbaulich genutzte Hochfläche. Der sich anschließende 17,5 km lange Gewässerlauf durchfließt dann zunächst mit stärkerer Neigung als typischer Mittelgebirgsbach ein enger werdendes Tal mit überwiegender Grünlandnutzung. Die Hänge sind in diesem Bereich zumeist durch Laub- und Mischwälder bestanden. Nach Querung der Autobahn A4 bei Bachkilometer 6,2 weitet sich das Tal. Das Einzugsgebiet wird ab hier wieder vorrangig landwirtschaftlich genutzt, wobei die Aue der Solz selbst bis zur Einmündung in die Fulda in erster Linie durch intensive, in geringerem Maße auch extensive Grünländer eingenommen wird. Die Einmündung in die Fulda erfolgt südlich von Bad Hersfeld in einer Höhe von 200 m ü. NN.

Geologisch ist das Quellgebiet und der sich anschließende Bachlauf im Bereich der Hochfläche durch den karbonatischen Oberen und Unteren Muschelkalk geprägt. Im Bereich des Talabhangs zur Fulda stehen vor allem Gesteine des Unteren Buntsandsteins an.

Die Solz wird laut WRRL-Viewer des Landes Hessen als "Silikatischer Mittelgebirgsbach" (Typ 5) eingestuft; die relativ hohe gemessene elektrische Leitfähigkeit von mehr als 0,7 mS/cm an den meisten Probestellen - auch oberhalb der Salzeinleitung - deutet jedoch ebenso wie die leicht erhöhte Karbonat- und die erhöhte Gesamthärte auf einen erheblichen Einfluss des im oberen Teil des Einzugsgebietes vorhandenen Muschelkalks auf das Gewässer hin. Die Bewertung der festgestellten Makrozoobenthos-Zönose mit dem System PERLODES erfolgte deshalb auf Grundlage einer Einstufung des Gewässers als feinmaterialreicher karbonatischer Mittelgebirgsbach (Gewässertyp 6) oder grobmaterialreicher Mittelgebirgsbach (Gewässertyp 7), je nach Strukturierung der Probestelle. Eine Ausnahme macht der in der Nähe von Sorga in die Solz einmündende Breitzbach, der weiterhin als Gewässertyp 5.1 eingestuft wurde (el. Leitfähigkeit: 0,37 mS/cm).

Die folgende Abbildung zeigt die Lage der Probestellen an der Solz und an den untersuchten Nebengewässern. Vier der insgesamt acht Probestellen liegen im Einflussbereich des stark salzbelasteten unteren Breitzbaches, wobei die unmittelbar unterhalb der Einmündung des Breitzbaches gelegene Probestelle 42712_ab_61 noch durch die oberhalb gelegenen limnischen Gewässerabschnitte beeinflusst wird. Die Probestelle am Breitzbach selbst liegt oberhalb der Einmündung der Salzquelle Breitzbachsmühle und dokumentiert den von Salzabwässern unbelasteten Zustand des Breitzbaches.

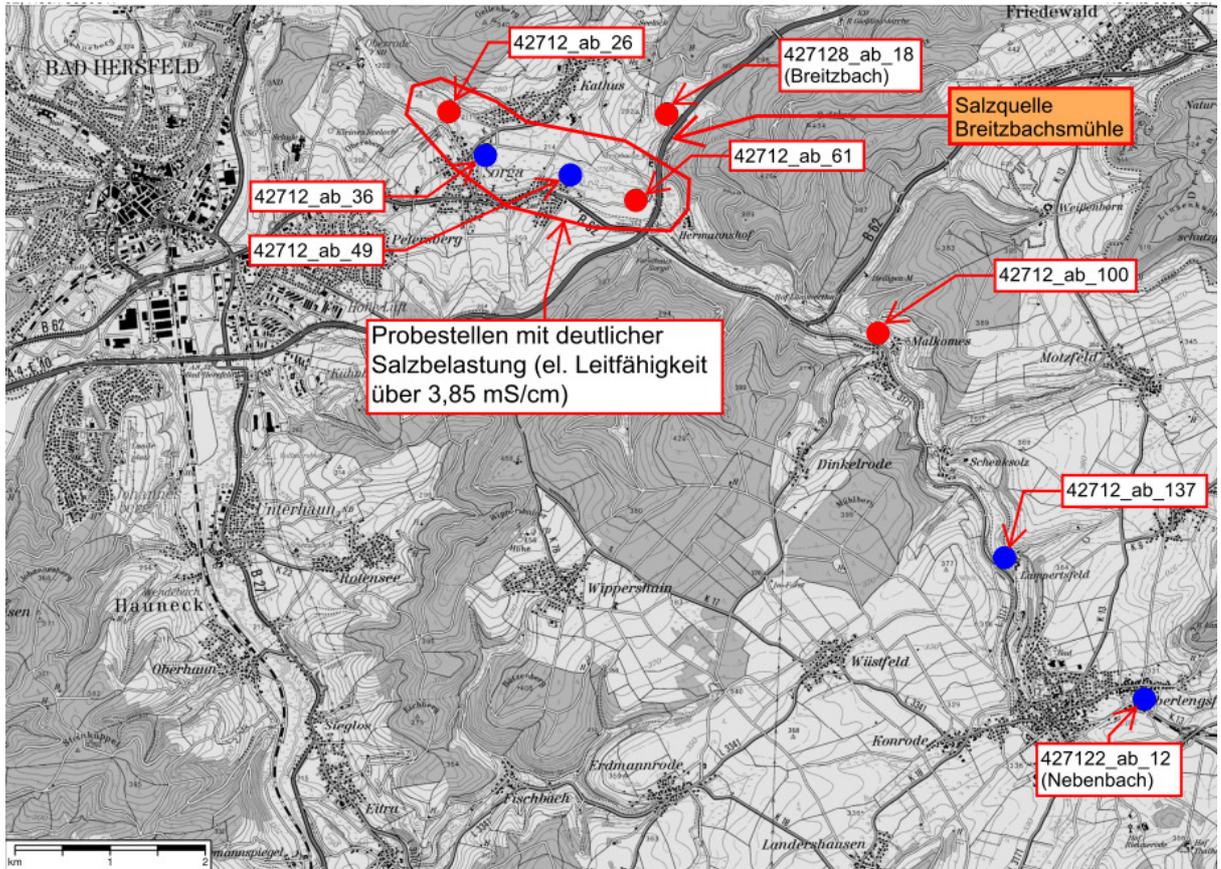


Abbildung 1: Lage der Probestellen im Einzugsgebiet der Solz.

- Blau gekennzeichnete Probestellen: Untersuchung Makrozoobenthos und Messung der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes.
- Rot gekennzeichnete Probestellen: Untersuchung Makrozoobenthos und zusätzlicher chemischer Parameter.

Quelle der Kartengrundlage: TOP-Karte 1 : 50.000, Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2008

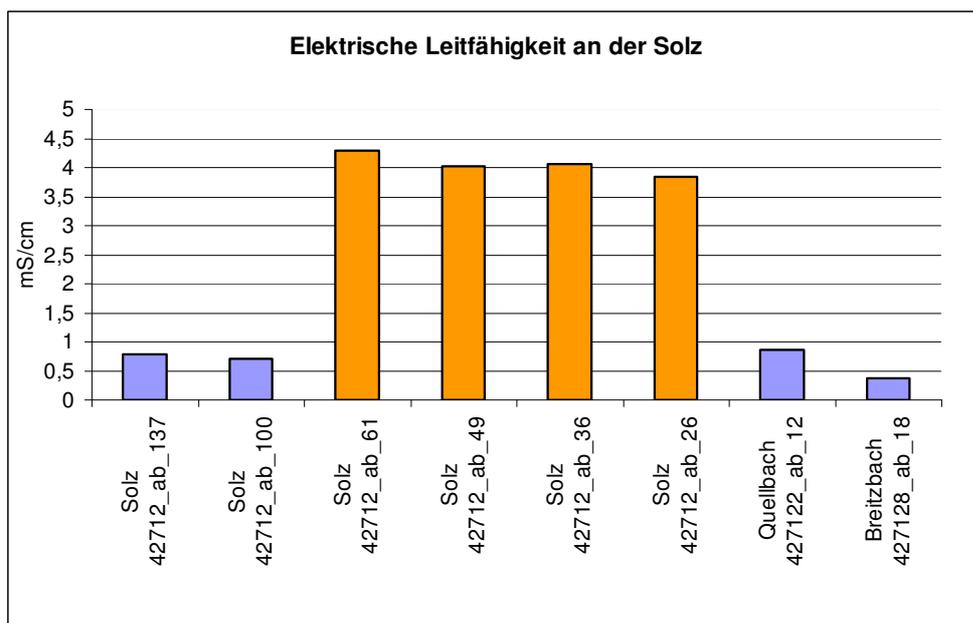


Abbildung 2: Elektrische Leitfähigkeit an den Probestellen im Einzugsgebiet an der Solz.

Orange: Probestellen mit Salzabwasser-Belastung aus der Kali-Industrie.

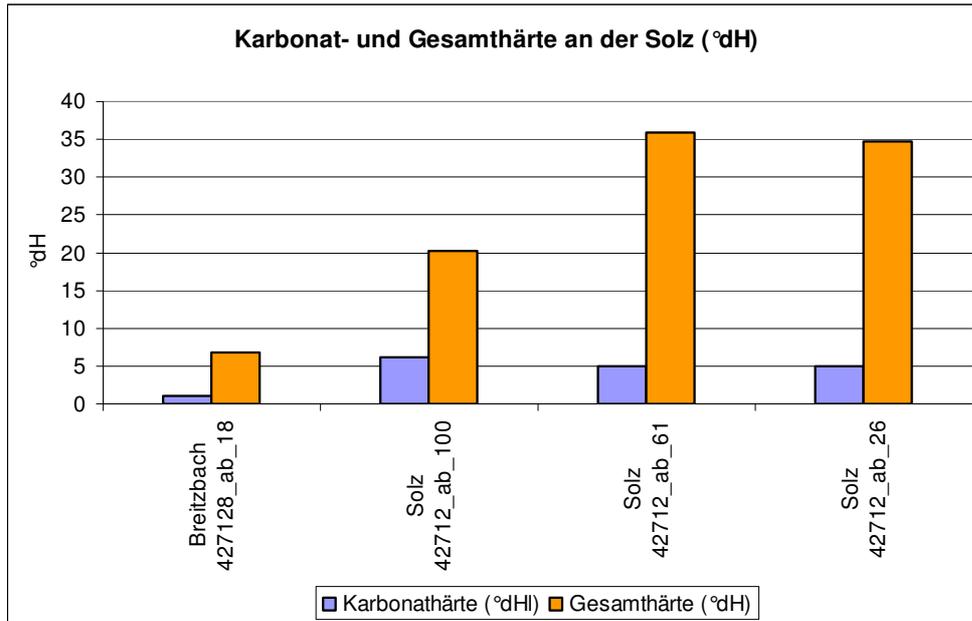


Abbildung 3: Karbonat- und Gesamthärte an ausgewählten Probestellen an der Solz. Gewässerabschnitte 42712_ab_26 und 42712_ab_61 im Fließabschnitt mit Salzabwasser-Belastung aus der Kali-Industrie.

Die Solz an den Probestellen oberhalb des Breitzbaches und der Breitzbach oberhalb der Salzquelle Breitzbachsmühle sind mit Salinitäten von deutlich unter 0,5 ‰ als Süßwasser einzustufen. Unterhalb des Breitzbaches ist die Solz mit Salinitäten von etwa 2,06 bis 2,34 ‰ als oligohalines Gewässer zu bewerten, bei Niedrigwasserführung der Solz dürfte in den Spätsommermonaten auch der mesohaline Bereich (Salinität über 3 ‰) erreicht werden.

3.2 Sulzbach

Der Sulzbach entspringt in etwa 320 m Höhe südöstlich von Königstein im Taunus und mündet nach einer Fließlänge von etwa 14,6 km südlich von Sossenheim in einer Höhe von 95 m ü. NN in die Nidda ein. Das Einzugsgebiet ist in weiten Bereichen einerseits durch Siedlungsgebiete und Verkehrsflächen und andererseits durch intensive Ackerflächen geprägt. Waldgebiete finden sich nur im oberen Teil des Einzugsgebietes. Geologisch wird das Quellgebiet durch Phyllite des Vordertaunus und durch tertiäre Ablagerungen geprägt. In dem sich anschließenden Bereich des Einzugsgebietes finden sich vorwiegend Auensedimente und Fließerden.

Das Einzugsgebiet des Sulzbaches hat eine Größe von etwa 33,3 km². Der Sulzbach wird laut WRRL-Viewer des Landes Hessen oberhalb der Einmündung des Schwalbaches als "Grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach (Gewässertyp 5) und unterhalb des Schwalbaches als "Feinmaterialreicher karbonatischer Mittelgebirgsbach" (Typ 6) eingestuft. Auf Grund des hohen Anteiles an Feinmaterialien in der Gewässersohle wurde die nach PERLODES in Teilbereichen jedoch auch mit dem Gewässertyp 5.1 (Feinmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach) durchgeführt. Die elektrische Leitfähigkeit lag an den quellenahen Probestellen mit maximal 0,416 mS/cm jedoch etwas über dem für silikatische Gewässer typischen Bereich. Erst ab

der Einmündung diverser Salzquellen im Bereich der Kurstadt Bad Soden ist ein starker Anstieg der Salzgehalte zu verzeichnen, der bei den Probennahmen im Frühjahr 2010 durch einen deutlichen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit auf 3,110 mS/cm dokumentiert wurde.

Der Gesamtsalzgehalt des Sulzbaches an den salzbelasteten Probestellen lag bei den Messungen im Frühjahr 2010 somit in einer etwas geringeren Größenordnung, als in der durch Salzabwässer des Kalireviers beeinflussten Solz.

Die folgende Abbildung zeigt die Lage der Probestellen am Sulzbach. Neun der insgesamt 12 Probestellen liegen unterhalb der Einleitung diverser Salzquellen und weisen mäßig bis deutlich erhöhte Salzgehalte auf. An neun Probestellen beschränkten sich die physikochemischen Untersuchungen auf die Erfassung der elektrischen Leitfähigkeit. An drei Probestellen wurden zusätzlich weitere chemische Parameter erfasst. Das Makrozoobenthos wurde an insgesamt neun Probestellen bestimmt.

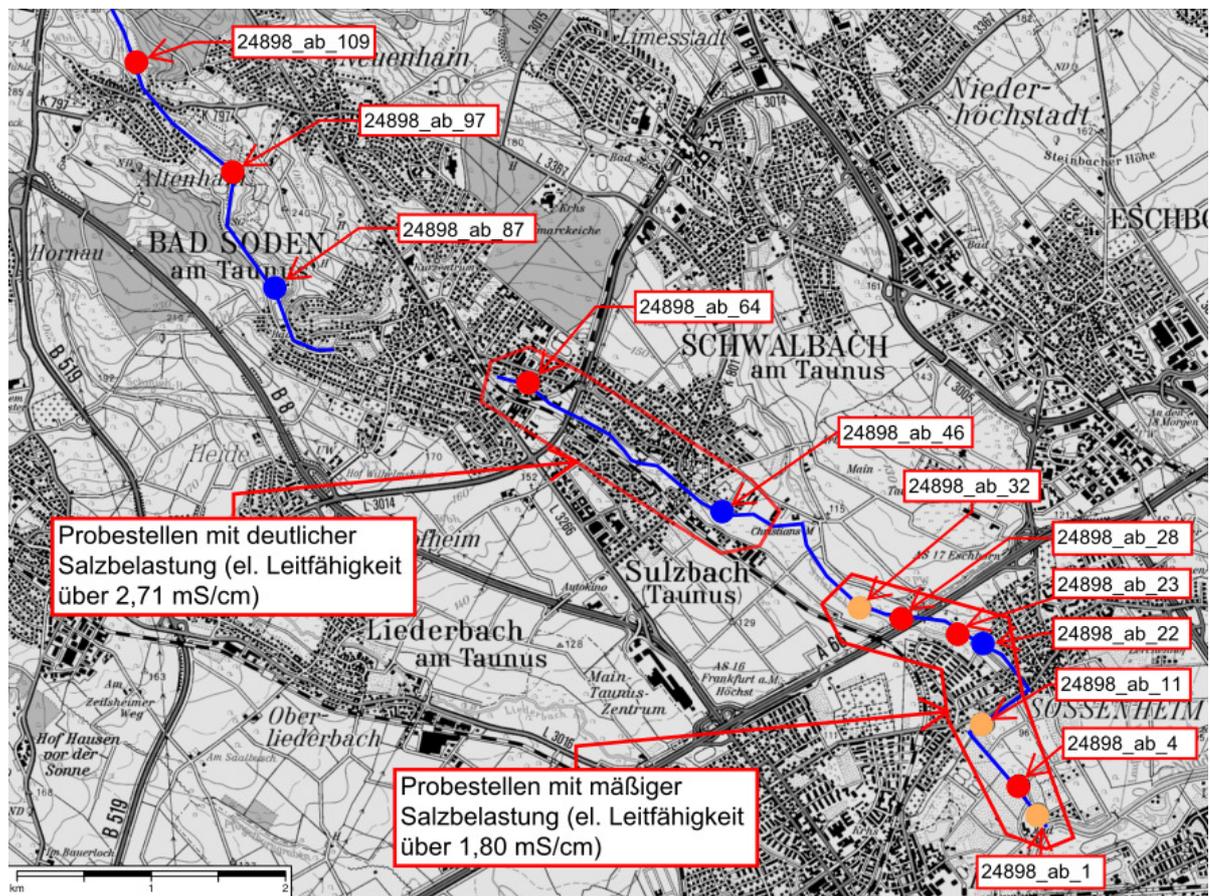


Abbildung 4: Lage der Probestellen im Einzugsgebiet des Sulzbaches.

- Orange gekennzeichnete Probestellen: nur Messung der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes und der Sauerstoffkonzentration.
- Rot gekennzeichnete Probestellen: Makrozoobenthos-Untersuchungen und Messung der elektrischen Leitfähigkeit, des pH-Wertes und des Sauerstoffgehaltes.
- Blau gekennzeichnete Probestellen: Untersuchung Makrozoobenthos und zusätzlicher chemischer Parameter.

Quelle der Kartengrundlage: TOP-Karte 1 : 50.000, Hessisches Landesamt für Bodenmanagement und Geoinformation, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2008

Zwischen den Probestellen 24898_ab_46 und 24898_ab_32 mündet der von Kronberg her zufließende Schwalbach in den Sulzbach ein, so dass die Salzbelastung sich unterhalb deutlich verringert.

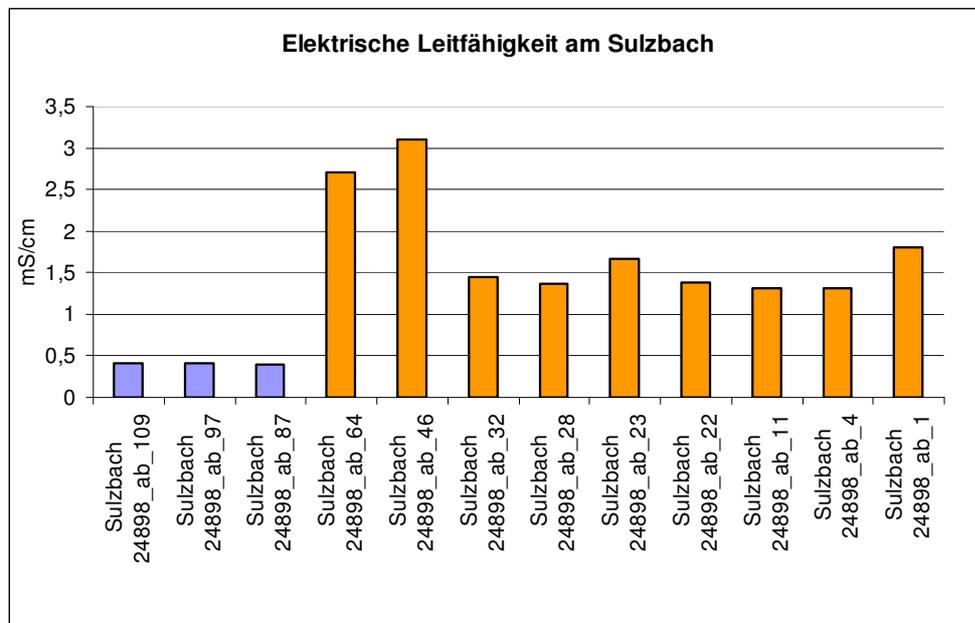


Abbildung 5: Elektrische Leitfähigkeit an den Probestellen im Einzugsgebiet des Sulzbaches. Orange: Probestellen mit Salzabwasser-Belastung aus dem Badebetrieb und den Salzquellen von Bad Soden.

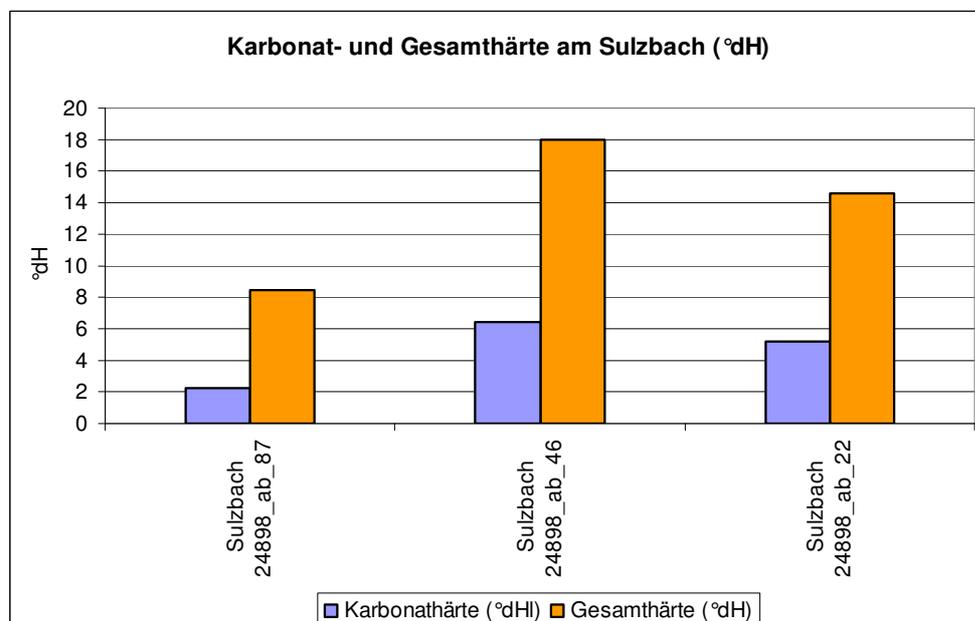


Abbildung 6: Karbonat- und Gesamthärte an ausgewählten Probestellen am Sulzbach.

Der Sulzbach ist unterhalb der Einleitung der Salzquellen mit Salinitäten von etwa 0,64 bis 1,32 ‰ als oligohalines Gewässer einzustufen, dabei dürften bei Niedrigwasser die Salzgehalte noch erheblich höher liegen. Oberhalb der Einleitung der Quellen lagen die Salinitäten deutlich unter 0,5 ‰.

3.3 Usa/Wetter

Die Usa entspringt in etwa 470 m Höhe westlich von Neu-Anspach im Taunus und mündet südlich von Friedberg in einer Höhe von etwa 125 m in die Wetter ein. Die Obere Usa (ca. 34 km lang) wird im Bereich der untersuchten Probestelle nach dem WRRL-Viewer des Landes Hessen als grobmaterialreicher silikatischer Mittelgebirgsbach (Gewässertyp 5) eingestuft. Auf Grund des hohen Anteiles an Feinmaterialien in der Sohle wird der Berechnung mit PERLODES jedoch der Gewässertyp 5.1 (Typ MZB) zu Grunde gelegt. Allerdings lag die elektrische Leitfähigkeit bei der Probennahme mit 0,569 mS/cm etwas über dem für silikatische Gewässer typischen Wertebereich. Der erhöhte Salzgehalt dürfte aber auch an dieser Probestelle anthropogen bedingt sein (diverse Punktquellen, diffuse Quellen).

Die Teileinzugsgebiete der Unteren Usa und der Unteren Wetter sind durch relativ hohe Anteile an Siedlungsgebieten und durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung des Gewässerumfeldes geprägt; die Waldanteile sind hier nur sehr gering. An der Oberen Usa findet sich zunächst eine dem entsprechende Verteilung der Landnutzung. Mit zunehmender Entfernung von der Mündung des Gewässers wird das Einzugsgebiet neben immer noch relativ hohen Siedlungsanteilen und einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung des näheren Gewässerumfeldes verstärkt durch die Waldgebiete der Taunusberge geprägt.

Das Einzugsgebiet der Usa hat eine Gesamtgröße von etwa 184 km². Das Einzugsgebiet der Wetter ist etwa 312 km² groß. Die Wetter ist - entsprechend dem größeren Einzugsgebiet - nach Angaben des WRRL-Viewers des Landes Hessen deutlich abflussreicher als die Usa.

Geologisch wird das Einzugsgebiet der Usa durch Schiefer und Sandsteine des Devons und, ebenso wie das Einzugsgebiet der Unteren Wetter, durch Sedimentschichten des Tertiärs und Quartärs (Löß, Wetterau) geprägt.

Die elektrische Leitfähigkeit lag bei den Messungen im Frühjahr 2010 an den meisten Probestellen der Oberen Usa mit Werten zwischen etwa 0,3 und 0,6 mS/cm in einem etwas über den für silikatische Gewässer typischen Werten. Die Karbonat- und die Gesamthärte lag allerdings an der auf diese Parameter untersuchten Probestelle oberhalb der Stadt Bad Nauheim in einem für silikatische Gewässer typischen Bereich.

Unterhalb der Einleitung von Sprudel- und Badewasser im Bereich der Kurstadt Bad Nauheim zwischen Gewässerabschnitt 52 und 54 ist eine starke Erhöhung der Salzgehalte zu verzeichnen, der bei den Probennahmen im Frühjahr 2010 durch einen deutlichen Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit auf 3,5 mS/cm dokumentiert wurde. Auch die Karbonat- und Gesamthärte ist an der Probestelle Usa/Wetter (2484_ab_7) trotz des dort schon deutlichen Verdünnungseffektes erheblich erhöht.

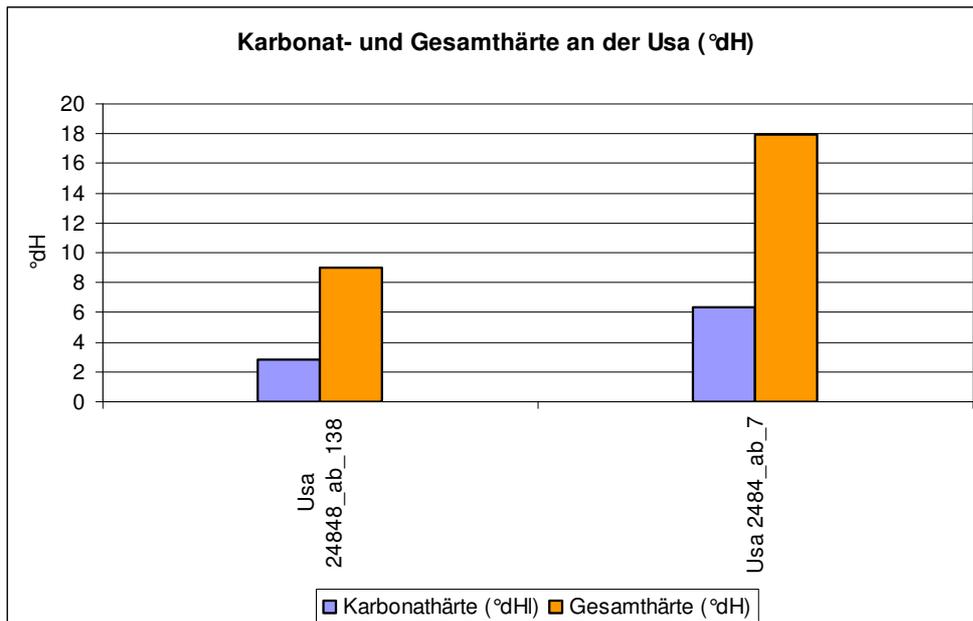


Abbildung 7: Karbonat- und Gesamthärte an ausgewählten Probestellen an der Usa.

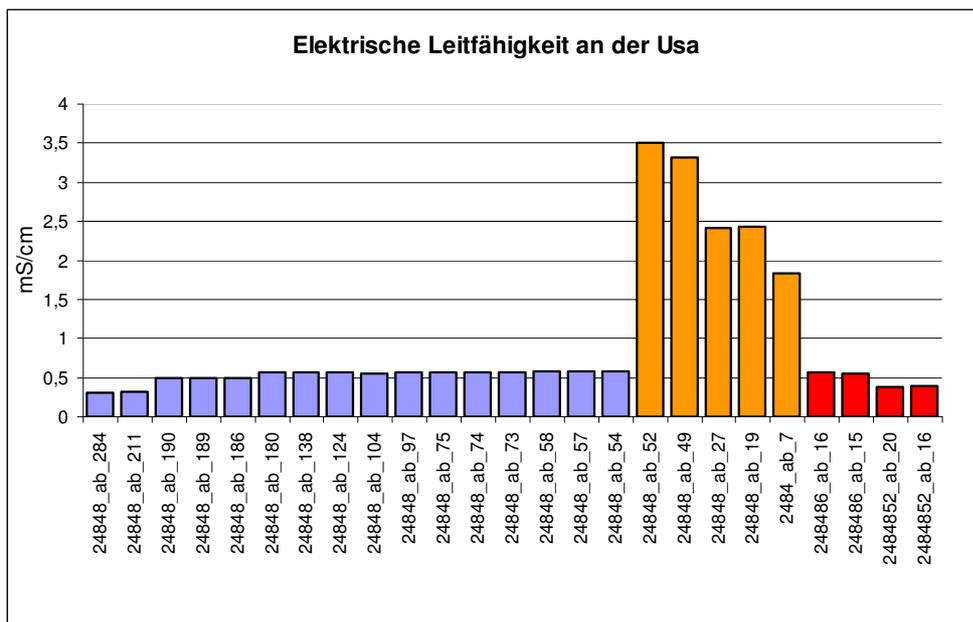


Abbildung 8: Elektrische Leitfähigkeit an den Probestellen im Einzugsgebiet der Usa.

- Blau: Probestellen an der Oberen Usa mit geringer anthropogener Salzbelastung (Landwirtschaft, Punktquellen)
- Orange: Probestellen mit deutlicher bis mäßiger Salzabwasser-Belastung aus dem Badebetrieb und den Salzquellen von Bad Nauheim
- Rot: Nebengewässer der Usa

Nach Angaben des Angelsportvereins Bad Nauheim ist die Salzbelastung in der Usa stark schwankend, da das salzbelastete Wasser schubweise eingeleitet wird.¹

Die folgende Abbildung zeigt die Lage der Probestellen an der Usa. Fünf Probestellen liegen unterhalb der Einleitung diverser Salzquellen und weisen mäßig bis deutlich erhöhte Salzgehalte auf. Die meisten in der Folge dargestellten Probestellen liegen an der Oberen Usa (Gewässertyp 5). An der Unteren Usa (Gewässertyp 9) liegen die Probestellen 24848_ab_27 und 24898_ab_19, an der Unteren Wetter liegt die Probestelle 2484_ab_7.

Das Makrozoobenthos wurde an den Probestellen Usa/Wetter (2484_ab_7) und der Oberen Usa (24848_ab_138) erfasst. An diesen Probestellen wurden neben der elektrischen Leitfähigkeit auch zusätzliche chemische Parameter gemessen. An den übrigen Probestellen wurde jeweils nur die elektrische Leitfähigkeit des Wassers bestimmt.

Die Usa ist unterhalb der Salzquellen mit Gesamtsalzgehalten von über etwa 0,62 ‰ (Usa/Wetter 2484_ab_7) als oligohalines Gewässer zu bezeichnen; bei Niedrigwasserführung in den Spätsommermonaten dürfte der Salzgehalt noch deutlich über den jetzt gemessenen Werten liegen. Oberhalb der Salzquellen liegt die Salinität deutlich unter der Klassengrenze zwischen Süßwässern und oligohalinen Wässern von 0,5 ‰.

¹ <http://asv-bad-nauheim.de/gewaesser/untersuchungen/index.html> (2011): Unsere Gewässer unter die Lupe genommen. Angelsportverein Bad Nauheim, Internet, Stand 08.03.2011.

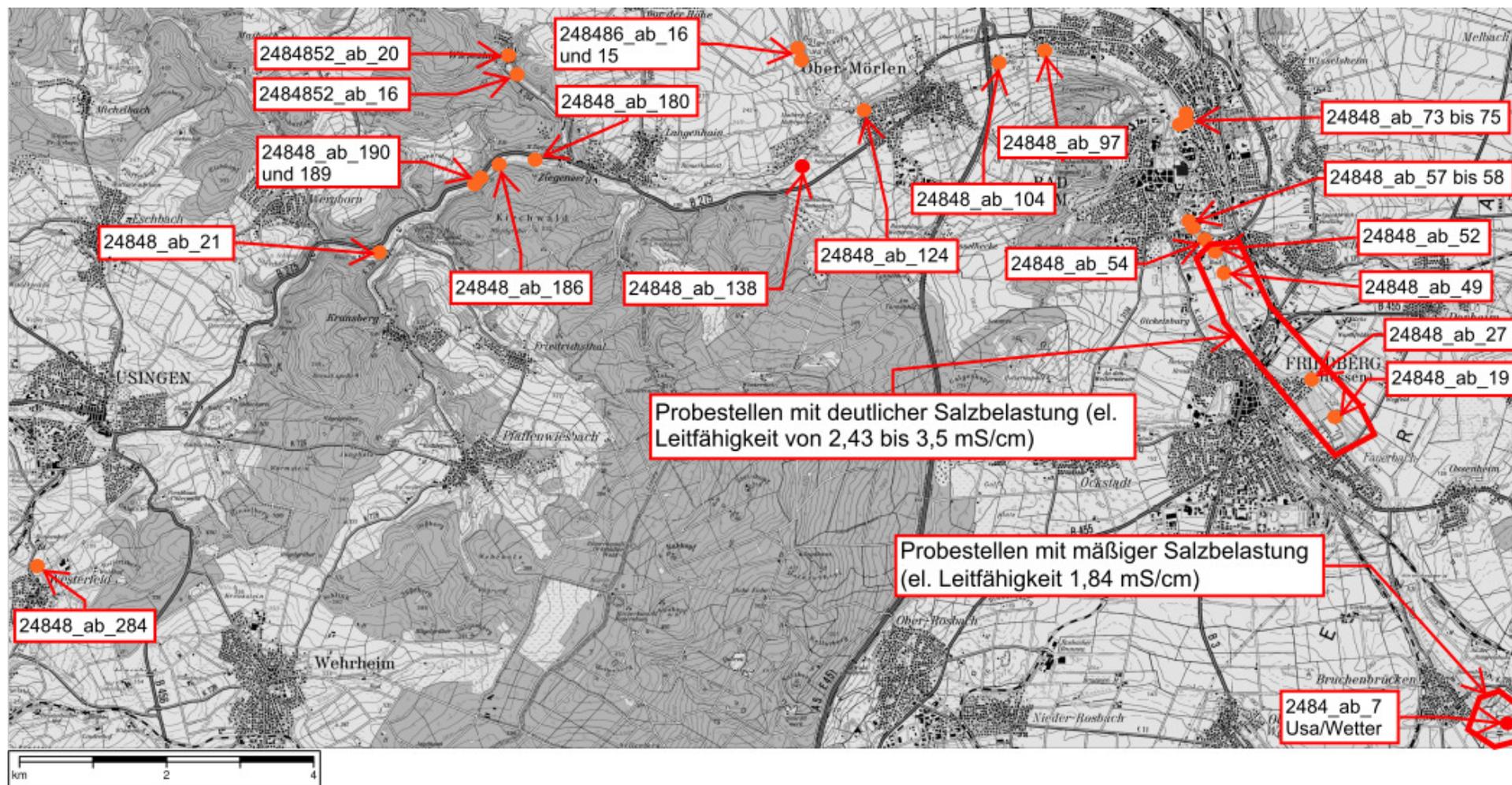


Abbildung 9: Lage der Probestellen an der Usa und der Wetter.

- Rot gekennzeichnete Probestellen: Untersuchung Makrozoobenthos und zusätzlicher chemischer Parameter.
- Orange gekennzeichnete Probestellen: Messung der elektrischen Leitfähigkeit.

4 Differenzierung der Gewässer nach der Art der Salzbelastung

Die im Frühjahr 2010 gemessenen Maximalwerte der elektrischen Leitfähigkeit von 3,11 mS/cm im Sulzbach, 4,3 mS/cm in der Solz und 3,5 mS/cm in der Usa dokumentieren an allen Gewässern eine ähnliches Ausmaß der anthropogenen Gesamt-Salzbelastung. Unterschiedlich war jedoch zum Teil die Konzentration der einzelnen Ionen: Während die **Chlorid-Gehalte** am Sulzbach um etwa den Faktor 2 und an der Usa um den Faktor 4 niedriger lagen, als in der Solz, erreichten die **Natrium-Konzentrationen** im Sulzbach eine ähnliche Größenordnung wie in der Solz. Die **Kalium-Werte** lagen am Sulzbach sogar etwas höher als die Konzentrationen in der Solz, während sie an der Usa deutlich geringer waren. Im Vergleich zu den Konzentrationen an der Solz waren demgegenüber die **Magnesium-Konzentrationen** sowohl in der Usa als auch im Sulzbach deutlich geringer.

Ursache für diese unterschiedliche Ausprägung der Ionen-Zusammensetzung ist in erster Linie die Herkunft des den Bächen zufließenden Salzwassers: Während die Salzquellen sowohl der Stadt Bad Nauheim als auch der Stadt Bad Soden mit maximal 130 mg/l relativ geringe Magnesium-Gehalte aufweisen², sind die Konzentrationen des Magnesiums in der Quelle Breitzbachsmühle mit deutlich über 1.000 mg/l sehr stark erhöht. Das diagnostisch wertvolle Calcium-Magnesium-Verhältnis (vgl. Kap. 5.3.4) ist dementsprechend an den salzbelasteten Abschnitten der Solz deutlich gegenüber den beiden anderen Gewässern verschoben. Auf Grundlage der Salzbelastung lassen sich somit zwei Gewässertypen unterscheiden:

- die mit Salzabwässern des Kali-Bergbaus belastete Solz mit hohen Magnesium- und Kalium-Gehalten und einem relativ engen Ca-/Mg-Verhältnis.
- die mit Salzabwässern aus Heilquellen der Städte Bad Nauheim und Bad Soden belastete Usa und der Sulzbach mit deutlich geringeren Magnesium-Gehalten und einem weiteren Ca-/Mg-Verhältnis.

Hohe Konzentrationen sowohl des Kaliums als auch des Magnesiums erzwingen von den aquatischen Organismen außerordentliche Anpassungsleistungen und können - ebenso wie eine Erhöhung der Salzbelastung insgesamt - letale und subletale Effekte auf die Gewässerorganismen haben. Aufgrund dessen wird die Entwicklung dieser Parameter neben der Veränderung des Gesamtsalzgehaltes in den folgenden Kapiteln besonders betrachtet.

² Internetseite der Stadt Bad Nauheim, Stand 2010: http://www.bad-nauheim.de/gesundheits_kurin-badnauheim_brunneninfo_sprudelxii.html,
Internetseite der Stadt Bad Soden, Stand 2010: <http://www.bad-soden.de/sis/gesundheits/heilquellen/index.html>

In der folgenden Grafik ist die Konzentration des Magnesiums in Relation zum Calcium dargestellt, dessen Konzentration gleich 1 gesetzt wird. Bei der in der Grafik dargestellten Sortiergrenze beträgt das Konzentrationsverhältnis somit $1 : 0,61 = 1,64$.

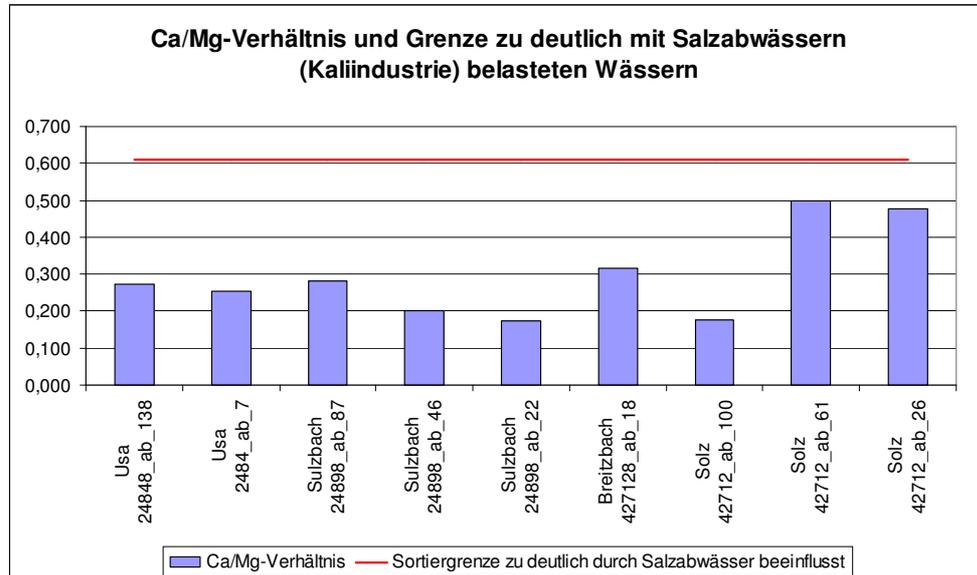


Abbildung 10: Ca/Mg-Verhältnis an den Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz. Absolute Magnesium-Konzentrationen s. Kap. 5.3.4. Quelle Sortiergrenze: KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994)³.

Die Probenahmen waren an allen Gewässern durch die noch relativ hohe Wasserführung in den Frühjahresmonaten geprägt (Mittelwasser). Bei ausgeprägter Niedrigwasserführung sind bei gleichbleibender Salzzufuhr deutlich höhere Konzentrationen als die gemessenen zu erwarten. Dies gilt auch für die Solz, da die Abflüsse und die Konzentrationen der stark salzbelasteten Breitzbachsquelle oder Salzquelle nur in geringem Maße schwanken. In niederschlagsarmen Spätsommermonaten ist auf Grund dessen eine weitere Verschiebung des Ca/Mg-Verhältnisses zu erwarten, das an der Solz dann über der Sortiergrenze zu deutlich mit Salzabwässern belasteten Wässern liegen dürfte (siehe Abbildung 10).

³ KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994): Sonderbericht „Diffuse Einträge von Salzwasser in die Werra.“- 16 S.

5 Abiotische Faktoren

5.1 Nährstoffe

5.1.1 Orthophosphat

Grundlage zu der Kenngröße

Im Gewässer kann zwischen vier verschiedenen Phosphorfraktionen unterschieden werden:

- ungelöste anorganische,
- ungelöste organische,
- gelöste anorganische und
- gelöste organische Phosphorverbindungen.

Der Gesamtphosphorgehalt ist im Wesentlichen abhängig vom Ausmaß der anthropogenen Belastung des Gewässers. In nicht verunreinigten Gewässern wird ortho-Phosphat nur in sehr geringen Konzentrationen von meist zwischen 0,01 bis 0,05 mg/l PO₄-P vorgefunden. Andere Phosphorfraktionen dominieren hier in der Regel. In abwasserbelasteten Gewässern nimmt der Gesamtphosphorgehalt deutlich zu, wobei ortho-Phosphat vorherrscht. Die Konzentration kann in solchen Gewässern bis auf mehrere Milligramm pro Liter ansteigen. ortho-Phosphat wird deshalb auch als Leitparameter für Abwassereinleitungen herangezogen⁴.

Die folgende Abbildung zeigt eine Abhängigkeit des Saprobienindex von den Jahresmittelwerten der ortho-Phosphat-Konzentration. Auf Grund dieser Abhängigkeit ist davon auszugehen, dass eine Verminderung der mittleren Phosphat-Konzentration auch zu einer Verbesserung der Gewässergüte führt.

⁴ DVWK (1993): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern, Teil I, Allgemeine Kenngrößen.- Merkblatt 227/1993, Paul Parey (Kommissionsvertrieb), 53 S.

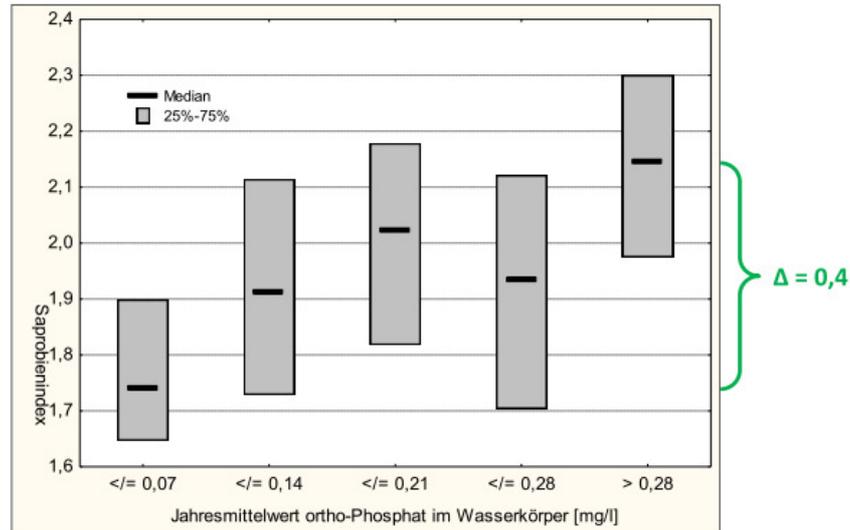


Abbildung 11: Abhängigkeiten zwischen dem Saprobienindex und den Jahresmittelwerten der ortho-Phosphat-Konzentration (n = 1257). Quelle: HLUG (2010)⁵

Der Orientierungswert der LAWA für den Übergang von einem guten zu einem mäßigen Gewässerzustand liegt für die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Gewässertypen für ortho-Phosphat-P bei 0,07 mg/l⁶. Der WRRL-Viewer des Landes Hessen gibt für die untersuchten Fließgewässer folgende Jahresmittelwerte der ortho-Phosphat-P-Belastung an:

- Oberer Sulzbach: keine Angaben
- Unterer Sulzbach: 0,674 mg/l
- Solz: 0,265 mg/l
- Obere Usa: 0,298 mg/l
- Untere Usa: 0,354 mg/l.

⁵ HLUG (2010): Bericht zur Gewässergüte 2010.- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bearbeitung: BANNING, M. & U. HELSPER, Internetveröffentlichung: http://www2.hmuelv.hessen.de/imperia/md/content/internet/wrrl/5_service/monitoring/hlug_berichtgewaesserguetekarte2010.pdf

⁶ LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2007b): LAWA-Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“, Stand: 07.03.2007: Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen.

Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die im Frühjahr 2010 gemessene ortho-Phosphat-Belastung der untersuchten Gewässer war in den höher gelegenen Gewässerabschnitten zumeist relativ gering und lag am Sulzbach und dem Oberlauf der Solz bzw. dem Breitzbach deutlich unter dem Orientierungswert der LAWA. Eine etwas über diesem Wert liegende Belastung fand sich an der Oberen Usa.

An den meisten salzbelasteten Probestellen die - mit Ausnahme der Probestellen an der Solz - auch unterhalb der Zuflüsse verschiedener Kläranlagen größerer Siedlungsgebiete liegen, wurde eine deutlich über dem Orientierungswert der LAWA liegende Phosphat-Belastung festgestellt, die jedoch an allen Probestellen unter den oben genannten Jahresmittelwerten des WRRL-Viewers lagen.

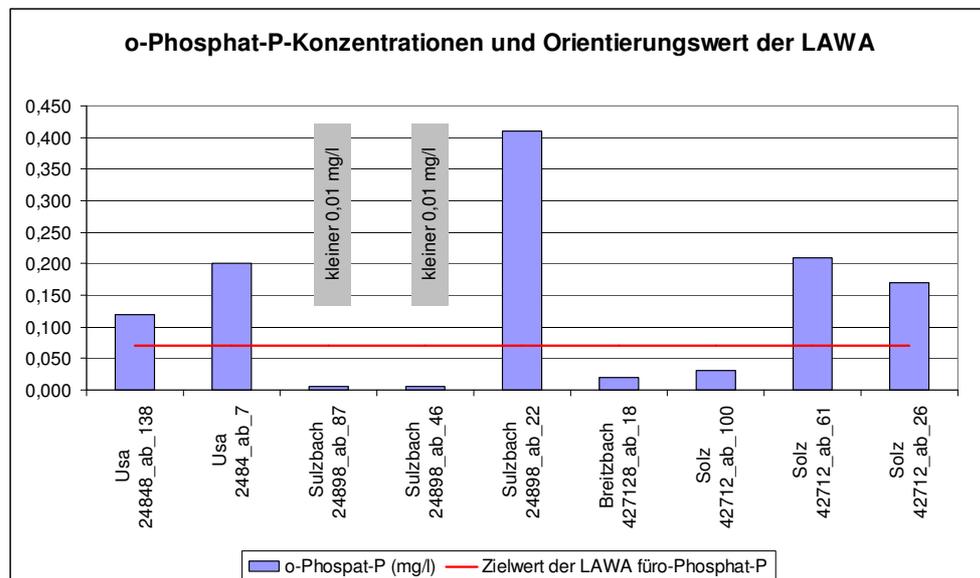


Abbildung 12: Phosphat-P-Konzentrationen an den Probestellen in Solz, Sulzbach und Usa. Orientierungswert der LAWA (2007)⁷: Gewässertypspezifischer Orientierungswert für den Übergang vom guten zum mäßigen Zustand, Jahresmittelwert aus mind. 12 Messungen.

⁷ LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2007b): LAWA-Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“, Stand: 07.03.2007: Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen.

5.1.2 Nitrat

Grundlage zu der Kenngröße

Stickstoffverbindungen wirken in Abhängigkeit von ihrer Bindungsform sehr unterschiedlich in aquatischen Systemen. Ammonium und Nitrit wirken als Zellgifte bereits in kleinen Mengen stark schädigend auf Organismen, wobei das toxikologische Potenzial in Verbindung mit hohen pH-Werten ansteigt. Dagegen fördert Nitrat, eine ausreichende Versorgung mit weiteren Makronährstoffen vorausgesetzt, das Pflanzenwachstum und wirkt somit eutrophierend. Hohe Nitratkonzentrationen können aufgrund des humantoxikologischen Potenzials zudem Probleme bei der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat bereiten.

Nitrat ist auch in unbelasteten Fließgewässern meist als natürliches Stoffwechselprodukt der Nitrifikation in geringer Konzentration vorhanden. Während Ammonium und Nitrit verstärkt durch kommunale Abwässer und direkte Einleitungen mit organisch abbaubaren Substanzen (z.B. Fäkalien) in die Gewässer gelangen, stammt ein Großteil der Nitratmenge heute aus der Landwirtschaft und wird diffus in die Gewässer eingetragen. Anders als Phosphor ist Nitrat in Fließgewässern meist so reichlich vorhanden, dass der Nährstoff nicht als limitierender Faktor wirkt.

Ein Orientierungswert für das Nitrat wurde für die Bundesrepublik Deutschland bisher nicht festgelegt. Im Zuge der stoffbezogenen Güteklassifikation der LAWA (1998)⁸ wurde für den Übergang der chemischen Gewässergüteklasse II zur Gewässergüteklasse II-III ein Wert von 2,5 mg/l genannt.

Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die Nitrat-Belastung der untersuchten Gewässer lag am Sulzbach und dem Breitzbach (Solzeinzugsgebiet) etwas unter oder gering über dem Zielwert der LAWA für die stoffbezogene Gewässergüteklasse II. Eine etwas höhere Belastung wurde an der Usa gemessen. Deutlich erhöhte Nitrat-N-Konzentrationen fanden sich vor allem an der oberen Solz, deren Einzugsgebiet intensiv landwirtschaftlich genutzt wird und - mit abnehmender Tendenz - auch an den im Unterwasser gelegenen Probestellen.

⁸ LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation.- Berlin

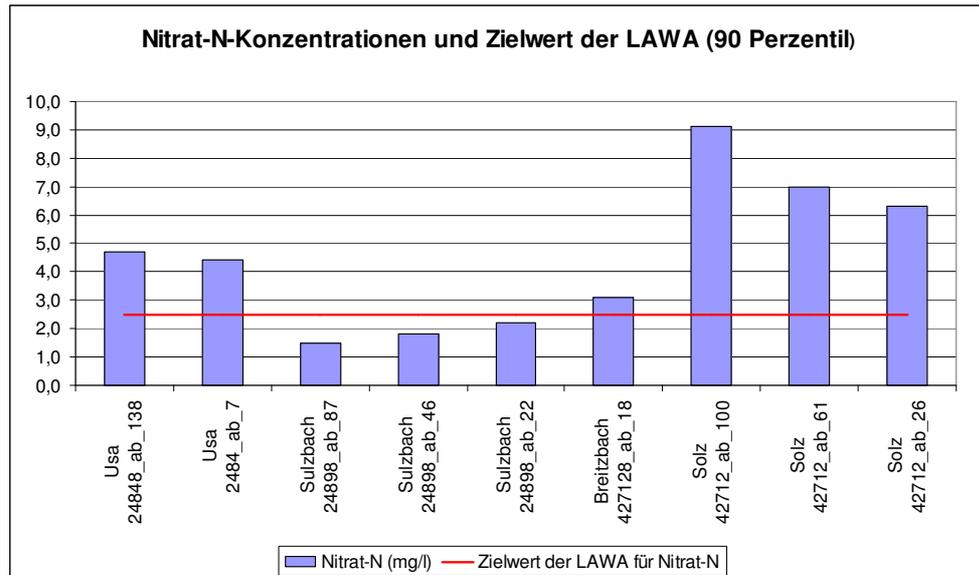


Abbildung 13: Nitrat-N Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

5.2 Summenparameter

5.2.1 DOC

Grundlage zu der Kenngröße

Die Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes im Wasser ist eine Möglichkeit, die Belastung von Gewässern mit organischen Verbindungen zu erkennen. Hierzu werden in der Regel die Parameter TOC (**T**otal **O**rganic **C**arbon) und DOC (**D**issolved **O**rganic **C**arbon) verwendet. Der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) wird in einer filtrierten (Porengröße 100 µm) Probe gemessen, während der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff durch den DOC beschrieben wird. Definitionsgemäß werden alle Substanzen, die einen Membranfilter mit einer Porenweite von 0,45 µm passieren, als gelöste Substanzen bezeichnet.

Aus den TOC- bzw. DOC-Gehalten einer Probe können keine direkten Rückschlüsse auf die Zusammensetzung und die Herkunft der Kohlenstoffverbindungen abgeleitet werden, da neben anthropogen verursachten Einträgen auch Substanzen natürlichen Ursprunges erfasst werden. Hohe bzw. erhöhte TOC-Gehalte sind jedoch immer als deutlicher Hinweis auf anthropogene Belastungen mit organisch belasteten Abwässern zu werten.

Für den in der vorliegenden Arbeit gemessenen DOC gibt es in der Rahmenkonzeption "Monitoring" zur Europäischen Wasserrahmenrichtlinie keine Einstufung, wohl aber für den Parameter TOC, für den ein gewässertypspezifischer Jahresmittelwert von 5 mg/l den Übergang von einem guten zum mäßigen Zustand dokumentieren soll. Da der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) einen - in wenig getrübten Gewässern zumeist relativ hohen - Anteil des

gesamten organischen Kohlenstoffes (TOC) ausmacht, geben die DOC-Werte dennoch Hinweise auf eine Zuordnung des beprobten Gewässers zu den Güteklassen der LAWA.

Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die gemessenen Werte für den DOC zeigen für die Probestellen an der unteren Usa sowie den unteren Sulzbach eine deutliche Belastung mit gelösten organischen Verbindungen an. Die Werte an den übrigen Probestellen weisen auf eine mäßige Belastung der Gewässer hin.

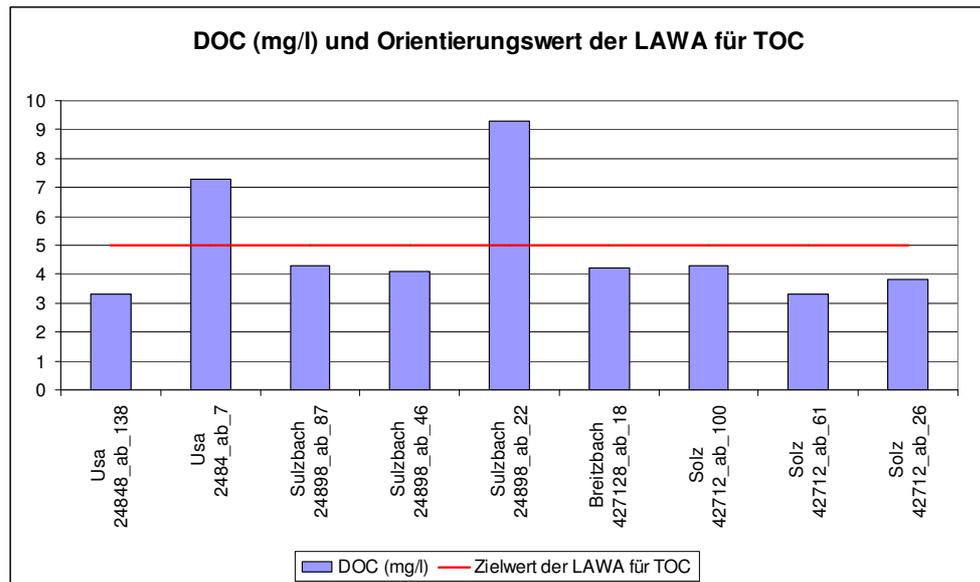


Abbildung 14: DOC an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

5.2.2 BSB₅

Grundlage zu der Kenngröße

Der Parameter BSB₅ gibt die Sauerstoffzehrung ohne Nitrifikationshemmung über einen Zeitraum von 5 Tagen an. Die Sauerstoffzehrung ist ein indirektes Maß für die biologisch abbaubaren organischen Substanzen im Untersuchungsmedium und steht für die Menge des beim biologischen Abbau der Kohlenstoffverbindungen verbrauchten Sauerstoffs.

Die LAWA (2007)⁹ nennt als Orientierungswert für den Übergang vom guten zum mäßigen Zustand für die Bäche und Flüsse der Mittelgebirge in Mitteleuropa einen Wert des BSB₅ von

⁹ LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2007b): LAWA-Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“.- Stand: 07.03.2007: Rahmenkonzeption Monitoring. Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen

4 mg/l. Der Hintergrundwert (Übergang vom sehr guten zum guten Zustand) liegt für diese Gewässertypen laut LAWA bei 2 mg/l.

Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die gemessenen BSB₅-Werte lagen - mit Ausnahme einer Probestelle am Oberlauf des Sulzbaches sowie der Probestelle am Breitzbach - etwas über dem oben genannten Hintergrundwert, aber an allen untersuchten Probestellen deutlich unterhalb des Orientierungswertes der LAWA. Eine wesentlich erhöhte Belastung der Gewässer mit leicht abbaubaren organischen Materialien konnte somit nicht festgestellt werden.

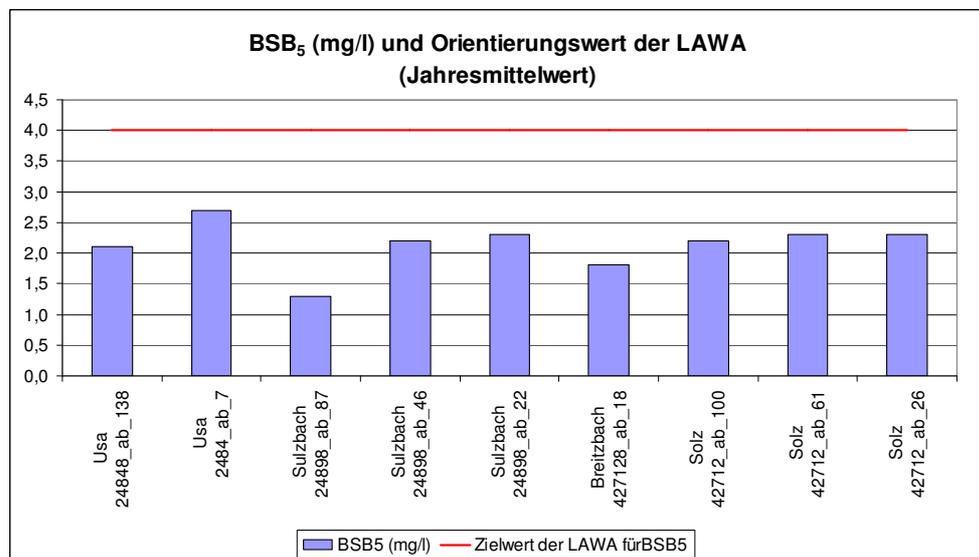


Abbildung 15: BSB₅ an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

5.3 Salzbelastung

5.3.1 Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist eine leicht zu messende Kenngröße für die Summe der im Wasser gelösten Ionen. Ihre Messung ermöglicht die indirekte Kontrolle der Salzbelastung eines Gewässers.

Die Ergebnisse der Messungen der elektrischen Leitfähigkeit sind bereits in Kapitel 3 im Rahmen der Beschreibung der Charakteristika der Einzugsgebiete der untersuchten Gewässer dargestellt. Auf dieses Kapitel wird verwiesen.

5.3.2 Chlorid und Sulfat

Grundlagen zu den Kenngrößen

Alle Binnengewässer enthalten Chlorid. Während geringe Chlorid-Konzentrationen im Wasser unbedenklich sind, kann ab Chlorid-Gehalten von etwa 200 bis 400 mg/l eine biologische Beeinträchtigung empfindlicher Organismen einsetzen (DvWK, 1996)¹⁰. Ein deutlicher Rückgang auch weniger empfindlicher Arten ist zwischen 400 und 2.000 mg/l Chlorid zu erwarten. Nach Massenentwicklungen salztoleranter Organismen kann bei Werten über 5.000 mg/l teilweise eine biologischen Verödung beginnen.

Für die Ausprägung einer Makrozoobenthos-Zönose in einem Gewässer ist der Chlorid-Gehalt jedoch in der Regel nicht der alleine bestimmende Faktor. Dies zeigen Untersuchungen des Salzaches, eines kleinen Zuflusses der Werra bei Witzenhausen (Nordhessen). Der Salzbach wies bei den Untersuchungen von HÜBNER (2007)¹¹ mit einem Median der Chlorid-Konzentrationen von bis zu 2.106 mg/l deutlich höhere Gehalte dieses Ions als die Untere Werra mit weniger als 1.500 mg/l auf; auch die elektrische Leitfähigkeit als Ausdruck der Gesamtsalzbelastung war höher als in der Werra. Anders als in dieser waren jedoch die Kalium- und Magnesium-Konzentrationen gegenüber anderen Süßwässern nur wenig erhöht (HÜBNER, 2007).

Trotz der somit insgesamt hohen Salzbelastung stellte HÜBNER (2007) im Salzbach eine Reihe von Arten fest, darunter stetig und mit hohen Individuenzahlen den Kleinkrebs *Gammarus*

¹⁰ DVWK (1996): Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil II und Teil III.-Merkblätter 228/1996, 70 S.

¹¹ HÜBNER, G. (2007): Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse.- Ökologie und Umweltsicherung 27, 303 S.

pulex, die in der Unteren Werra fehlten, obwohl sie eigentlich zur Grundausstattung des Flusses gehören.

Neben dem Chlorid-Gehalt sind somit weitere Faktoren zu benennen, die für die Ausprägung einer Makrozoobenthos-Zönose von Bedeutung sind. An erster Stelle stehen nach derzeitigem Kenntnisstand dabei die Konzentrationen der Kationen des Magnesiums und des Kaliums (s.u.).

Die LAWA (2007) nennt als Hintergrundwert für den Übergang vom sehr guten zum guten Zustand für das Chlorid eine gewässertypspezifische Konzentration von 50 mg/l. Der Orientierungswert der Lawa für den Übergang vom guten zum mäßigen Zustand liegt bei 200 mg/l¹². Der WRRL-Viewer des Landes Hessen gibt für die untersuchten Fließgewässer an salzbelasteten Probestellen folgende Jahresmittelwerte der Chlorid-Konzentrationen an:

- Oberer Sulzbach: keine Angaben,
- Unterer Sulzbach: 289,80 mg/l,
- Solz: 1.746,40 mg/l,
- Obere Usa: 589,00 mg/l,
- Untere Usa: 477,50 mg/l,
- Usa/Wetter: 250,20 mg/l.

Keines der untersuchten Gewässer erreicht somit an den Probestellen, die den Daten des WRRL-Viewers zu Grunde liegen, einen guten Zustand bezüglich der Chlorid-Konzentration.

Sulfate kommen in normalen Wässern in nur geringen Konzentrationen von in der Regel etwa 10 bis 30 mg/l vor. Wässer aus Salzgebieten können oft mehrere 100 mg/l Sulfat enthalten und der Sulfatgehalt von Grubenwässern kann bis zu 3.000 mg/l erreichen. Das Versenkwasser der Kali-Werke Hattorf und Wintershall an der Werra wies im Jahr 1994 Sulfat-Gehalte von 830 und 897 meq/l auf (entsprechend ca. 38.830 mg/l und 43.084 mg/l)¹³.

¹² LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation.-. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Sprosserweg 3, 12351 Berlin.

¹³ SKOWRONEK, F. et al. (1999): Die Versenkung und Ausbreitung von Salzabwasser im Untergrund des Werra-Kaligebietes.- Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Geologische Abhandlungen Band 105, 83 S.

Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die Chloridkonzentrationen lagen in den Oberläufen der Solz und am Breitzbach, des Oberlaufes des Sulzbaches sowie der Usa deutlich unterhalb des genannten Orientierungswertes der LAWA; an Probestelle Solz 42712_ab_100 wurde sogar der Hintergrundwert unterschritten. Eine die Organismen der Gewässer belastende Chlorid-Konzentration konnte an diesen Probestellen somit nicht festgestellt werden.

Unterhalb der Einleitungen aus den Salzquellen der Kurstädte Bad Soden und Bad Nauheim sowie unterhalb der Einmündung des durch Kali-Abwässer belastenden Breitzbaches in die Solz ist eine zum Teil gravierende Erhöhung des Chloridgehaltes erkennbar. Insbesondere in der Solz lagen die gemessenen Konzentrationen zum Teil nahezu um das 50-fache über den Konzentrationen des Oberwassers; am Sulzbach wurde eine etwa 11-fach höhere Konzentration gemessen. Die Chlorid-Konzentration an der Probestelle Usa/Wetter lag demgegenüber nur relativ geringfügig über dem Orientierungswert der LAWA. Der hier vergleichsweise geringe Anstieg dürfte im Wesentlichen eine Folge des Verdünnungseffektes durch die Wetter sein; oberhalb des Zuflusses der Wetter sind in der Usa erheblich höhere Chloridkonzentrationen zu erwarten.

Auch an den salzbelasteten Probestellen der untersuchten Gewässer lagen die Chlorid-Konzentrationen deutlich unter dem gegen mit Salz belasteten Salzbach bei Witzenhausen (HÜBNER, 2007)¹⁴.

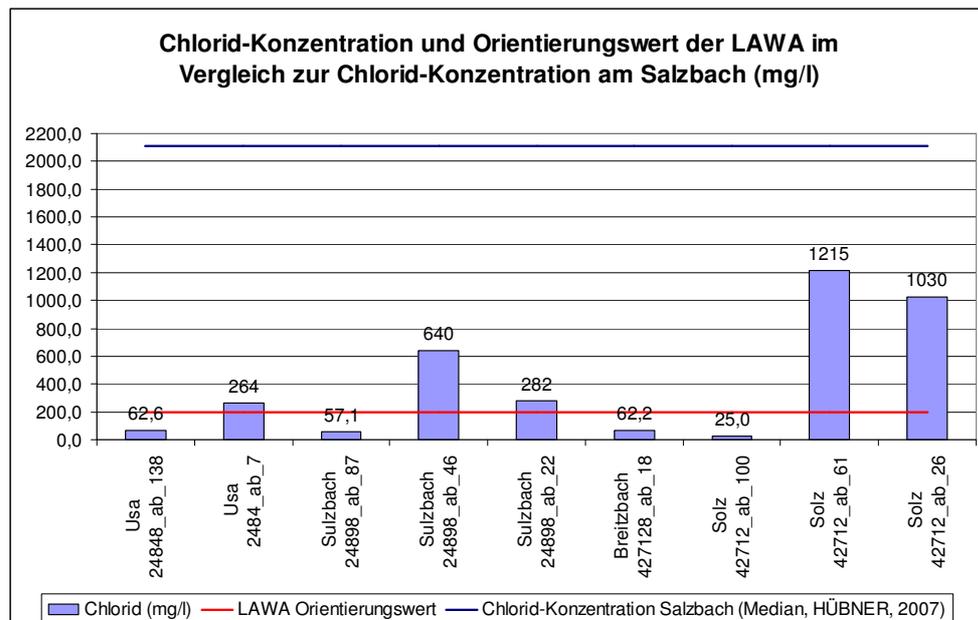


Abbildung 16: Chlorid-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

¹⁴ HÜBNER, G. (2007): Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse.- Ökologie und Umweltsicherung 27, 303 S.

Die Sulfat-Konzentrationen lagen an den Probestellen an Usa und Sulzbach sowie im Oberlauf der Solz und am Breitzbach deutlich unter dem Orientierungswert der LAWA. Entsprechend der sehr hohen Sulfat-Konzentrationen des Versenkwassers der Kali-Werke stiegen auch die Konzentrationen in der Solz unterhalb des Zuflusses des Breitzbaches auf nahezu das doppelte des Orientierungswertes an. Mit Werten von etwas unter 200 mg/l lagen sie jedoch auch in diesem Gewässerabschnitt deutlich unter den von HÜBNER (2007) erfassten Konzentrationen des Sulfats an dem geogen mit Salzen belasteten Salzbach bei Witzenhausen (Median: 850 mg/l).

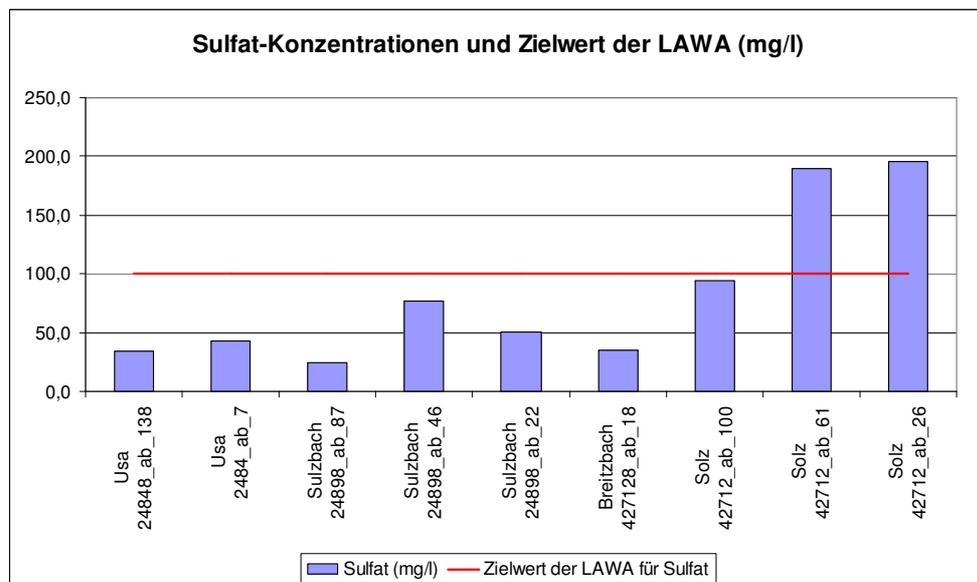


Abbildung 17: Sulfat-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

5.3.3 Kalium und Natrium

Grundlagen zu den Kenngrößen

Natrium und Kalium kommen in anthropogen unbelasteten Gewässern in der Regel nur in Spuren vor. In der Regel überwiegt von beiden Alkali-Metallen das Natrium, dessen Konzentration gewöhnlich zwischen 1 und 20 mg/l liegt (BREHM & MEIJERING, 1996)¹⁵.

In durch Salzabwässern aus der Kali-Industrie belasteten Fließgewässern in der Nähe von Bad Hersfeld steigen sowohl der Kalium- als auch der Natrium-Gehalt stark an. Mit zunehmender Belastung verschiebt sich dabei die Relation zwischen den beiden Ionen in Richtung auf das Kalium. Deutlich durch Salzabwasser beeinflusste Grundwässer weisen nach den Sortierkriterien des KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSSES SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN

¹⁵ BREHM, J. & M.P.D. MEIJERING (1996): Fließgewässerkunde - Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse.- Verlag Quelle & Meyer

(1994)¹⁶ Natrium/Kalium-Verhältnisse ≤ 100 auf, stark durch Salzabwässer beeinflusste Grundwässer Natrium/Kalium-Verhältnisse ≤ 50 auf. Werden diese aus mmol(eq)/l berechneten Werte auf mg/l umgerechnet¹⁷, so ergeben sich etwa folgende Werte:

- deutlich durch Salzabwässer beeinflusst: Na:K $\leq 58,80$
- stark durch Salzabwässer beeinflusst: Na:K $\leq 29,40$

Auch die Salzquellen der Kurorte Bad Nauheim und Bad Soden, die in Usa und Sulzbach eingeleitet werden, weisen zum Teil stark erhöhte Konzentrationen der beiden Alkalimetalle auf (Quelle: Internetseiten der Städte Bad Nauheim und Bad Soden).

Brunnen der Stadt Bad Nauheim:

- Natrium Konzentrationen zwischen 303 und 10.366 mg/l
- Kalium-Konzentrationen zwischen 16,3 und 366 mg/l

Brunnen der Stadt Bad Soden:

- Natrium-Konzentrationen zwischen 106 und 6.200 mg/l
- Kalium-Konzentrationen zwischen 12,6 und 269 mg/l.

Ebenso wie die Konzentration des Magnesiums ist der Kalium-Gehalt in Fließgewässern von entscheidender Bedeutung. Erhöhte Kalium-Konzentrationen führen zu physiologischen Störungen und können subletale oder letale Effekte haben. Für die Gammariden nennt SCHÖNBORN (1992)¹⁸ sehr enge Konzentrationsbereiche für das Kalium von 1 bis 6 mg/l für *Gammarus fossarum* und 3 bis 20 mg/l für *Gammarus roeseli*, oberhalb derer das Kalium toxisch wirken soll. BÄTKE & CORING (2008)¹⁹ benennen als Schwellenwert für erste faunistische Veränderungen in der Werra hin zu einer artenreicheren Zönose im Vergleich zu den artenarmen Makrozoen-Zönosen der unteren und mittleren Werra eine Ionen-Konzentration von 80 mg K⁺/l. Der RUNDE TISCH GEWÄSSERSCHUTZ WERRA/WESER (2010)²⁰ benennt für die Werra eine Kalium-Konzentration von 5 bis 20 mg/l für Bedingungen, in welchen eine Salz-

¹⁶ KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994): Sonderbericht „Diffuse Einträge von Salzwasser in die Werra.“- 16 S.

¹⁷ Die vom Umweltlabor der K+S Kali GmbH, Werk Werra, ermittelten Werte beziehen sich auf Massenverhältnisse der beiden Stoffe, die aus mg/l berechnet werden.

¹⁸ SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie.- Gustav Fischer Verlag, 504 S.

¹⁹ BÄTKE, J. & CORING, E. (2008): Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra.- Ecoring, Hardegsen, Uslar, 200 S.

²⁰ RUNDER TISCH GEWÄSSERSCHUTZ WERRA/WESER (2010): Empfehlung Gewässerschutz Werra/Weser und Kaliproduktion.- Hrsg./Leitung Runder Tisch: Prof. Dr. Hans Brinckmann, Kassel, 89 S.

belastung zwar vorhanden ist, der ökologisch gute Zustand eines Gewässers jedoch sicher erreicht werden kann. Der Konzentrationsbereich von 20 bis 80 mg/l stellt nach dieser Quelle einen Übergangsbereich dar, in dem die Kalium-Konzentrationen zunehmend biologisch wirksam werden.

Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Die Natrium-Konzentrationen lagen an den oberhalb der Salzeinleitungen der Solz, des Sulzbaches und der Usa gelegenen Probestellen mit maximal 35,8 mg/l nur geringfügig über den geogenen Hintergrundwerten. An allen drei Gewässern ergab sich unterhalb der Salzeinleitungen ein Anstieg des Natrium-Gehaltes, der insbesondere an der Solz sehr deutlich ausfällt. Die Natrium-Konzentrationen erreichten hier etwa das 100-fache des Wertes aus dem Oberwasser; am Sulzbach stiegen die Konzentrationen etwa um das 40-fache.

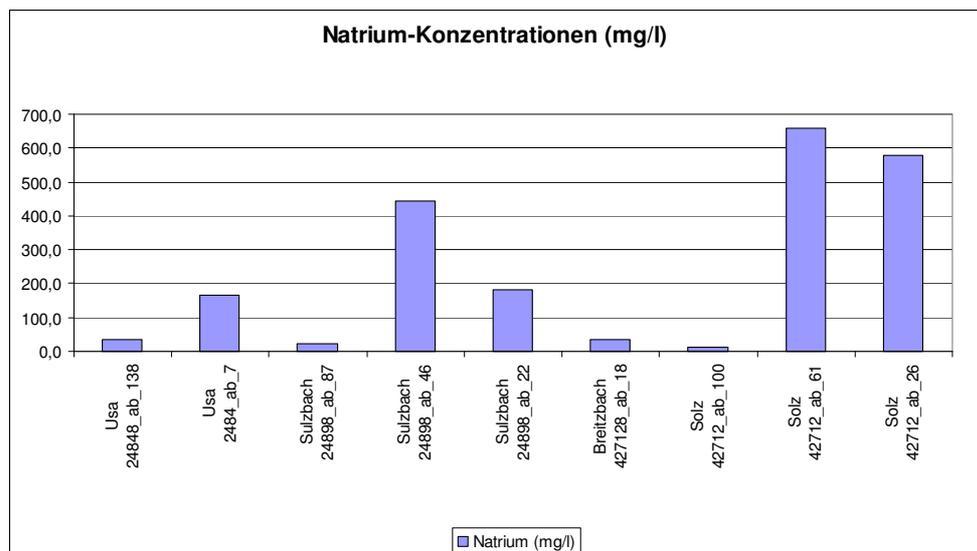


Abbildung 18: Natrium-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

Eine ähnliche, aber insgesamt etwas weniger ausgeprägte Entwicklung ergab sich für die Kalium-Konzentrationen. Ein deutlicher Anstieg wurde für diesen Parameter vor allem am Sulzbach und an der Solz festgestellt. Die Usa wies auch oberhalb der Salzeinleitung in der Stadt Bad Nauheim schon leicht erhöhte Kalium-Konzentrationen auf. Der Anstieg an der unterhalb der Salzeinleitungen gelegenen Probestelle Usa/Wetter fällt - vermutlich auch in Folge der Verdünnung durch das Wasser der Wetter - weniger deutlich aus, als an den anderen Fließgewässern.

Eine deutliche Unterscheidung der Gewässer nach der Art der Salzbelastung ist auf Grund des Kalium-Gehaltes nicht möglich. Die Salzquellen der Städte Bad Nauheim und Bad So-

den weisen ebenso wie die Salzabwässer aus dem Kali-Bergbau hohe Kalium-Konzentrationen auf.

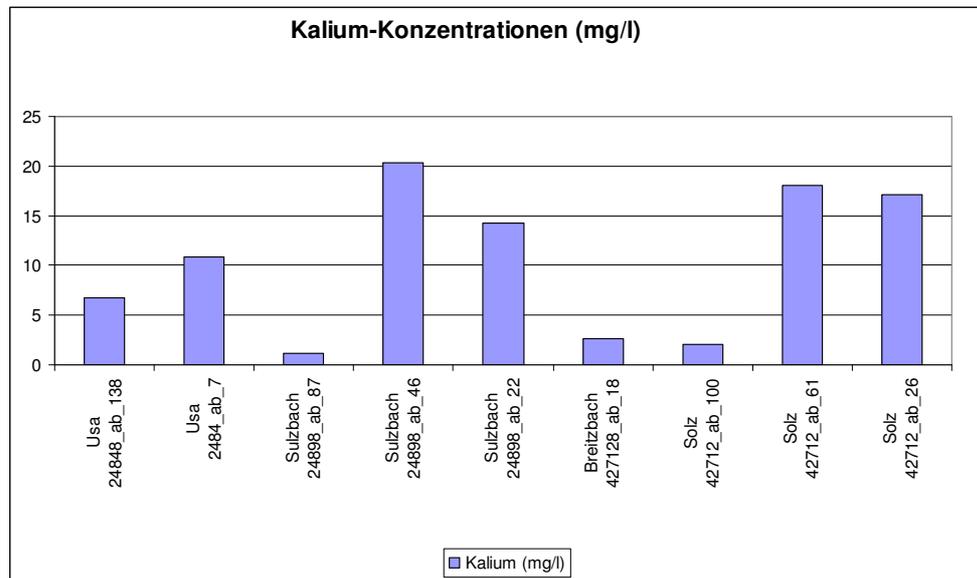


Abbildung 19: Kalium-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

5.3.4 Calcium und Magnesium

Grundlagen zu den Kenngrößen

Magnesium wird in die untersuchten Gewässer sowohl über Formationswässer (Sulzbach, Usa) als auch über die Abwässer aus der Kaliindustrie (Solz) in die Fließgewässer eingetragen. Die Magnesium-Konzentrationen und das diagnostisch bedeutsame Calcium-Magnesium-Verhältnis erlauben eine relativ deutliche Trennung der Wässer.

Magnesium ist nach den Sortierkriterien des KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSSES SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994)²¹ in deutlich durch Salzabwässer beeinflussten Formationswässern des Plattendolomits im Werra-Kali-Gebiet mit einer Menge mit mehr als 240 mg/l und in stark durch Salzabwässer beeinflussten Formationswässern mit mehr als 1.460 mg/l enthalten. Stark durch Haldenwässer beeinflusste Grundwässer enthalten dieser Quelle zufolge mehr als 12.200 mg/l Magnesium. Das Äquivalentverhältnis des Calciums zum Magnesium verändert sich nach diesen Sortierkriterien wie folgt (in Klammern: Werte aus mg/l berechnet):

- beeinflusst durch Formationswässer (Plattendolomit): $\text{Ca:Mg} \geq 1$ (ca. $\text{Ca:Mg} \leq 1:0,61$),
- deutlich durch Salzabwässer beeinflusst: $\text{Ca:Mg} \leq 1$ (ca. $\text{Ca:Mg} \geq 1:0,61$),

²¹ KOORDINIERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994): Sonderbericht „Diffuse Einträge von Salzwasser in die Werra.“-16 S.

- stark durch Salzabwässer beeinflusst: Ca:Mg $\leq 0,5$ (ca. Ca:Mg $\geq 1:1,21$).

Anhand der Konzentrationsänderungen des Calciums und Magnesiums sowie der Änderungen des Ionen-Verhältnisses der beiden Stoffe ist – zusammen mit der Analyse weiterer Inhaltsstoffe und Massenverhältnisse – eine klare Unterscheidung der Formationswässer von den im Werra-Kali-Gebiet versenkten Salzabwässern und den Haldenwässern möglich.

Die Magnesium-Konzentrationen der Mineral- und Heilquellen der Städte Bad Soden und Bad Nauheim sind ebenfalls im Vergleich zu Süßwässern erheblich erhöht, liegen jedoch deutlich unter den oben genannten Konzentrationen der mit Salzabwässern belasteten Formationswässer (Quelle: Internetseiten der Städte Bad Nauheim und Bad Soden).

Brunnen der Stadt Bad Nauheim:

Magnesium Konzentrationen zwischen 19,4 und 130 mg/l

Brunnen der Stadt Bad Soden:

Magnesium-Konzentrationen zwischen 49,7 und 106 mg/l

Erhöhte Magnesium-Konzentrationen erzwingen von den aquatischen Organismen außerordentliche Anpassungsleistungen. Magnesium beeinflusst die physikalischen Prozesse der Osmose und Diffusion an den Zellmembranen der Organismen. Eine Mindestkonzentration des Stoffes ist zwar für eine Reihe von Arten wie beispielsweise den Kleinkrebsen *Gammarus fossarum* und *Gammarus pulex* lebensnotwendig, doch führen erhöhte Konzentrationen bei zahlreichen Arten zu physiologischen Stresssituationen und zu subletalen oder letalen Effekten.

Die Konzentrationsbereiche, in welchen gegenüber höheren Magnesium-Konzentrationen empfindliche Arten vorkommen können, sind für die meisten Makrozoobenthosarten nicht exakt bekannt und auf Grund der kombinatorischen Wirkung verschiedener Ionen in Gewässern mit unterschiedlicher Ionen-Zusammensetzung unterschiedlich. FOECKLER & SCHRIMPF (1985)²² fanden *Gammarus roeseli* in Nordostbayern nur in Gewässern mit Magnesium-Konzentrationen zwischen 10 und 29 mg/l, während *Gammarus fossarum* in einem Konzentrationsbereich von 18 bis 40 mg/l auftrat. In der Werra wurde die Art von HÜBNER (2007)²³ bei Konzentrationen von 20 bis 41 mg/l festgestellt. Da neben der Höhe der Konzentrationen

²² FOECKLER, F. & E. SCHRIMPF (1985): Gammarids in streams of Northeastern Bavaria, F.R.G. – II. The different hydrochemical habitats of *Gammarus fossarum* Koch, 1835 and *Gammarus roeseli*, Gervais, 1835. – Archiv of Hydrobiologie 104 (2): 269-286. Stuttgart

²³ HÜBNER, G. (2007): Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse.- Ökologie und Umweltsicherung 27, 303 S.

auch die Expositionsdauer von Bedeutung sein dürfte, ist davon auszugehen, dass kurzzeitig auch höhere Konzentrationen toleriert werden.

Der RUNDE TISCH GEWÄSSERSCHUTZ WERRA/WESER (2010)²⁴ benennt für die Werra eine Magnesium-Konzentration von 20 bis 30 mg/l für Bedingungen, in welchen eine Salzbelastung zwar vorhanden ist, der ökologisch gute Zustand eines Gewässers jedoch sicher erreicht werden kann. Der Konzentrationsbereich von 30 bis 100 mg/l stellt nach dieser Quelle einen Übergangsbereich dar, in dem die Magnesium-Konzentrationen zunehmend biologisch wirksam werden.

Calcium hat gegenüber dem Magnesium nach ALBRECHT (1954)²⁵ eine entgiftende Wirkung. Allerdings weisen BÄTKE & CORING (2008) darauf hin, dass diese sich in der Regel auf Konzentrationen von etwa 20 mg/l erstreckt und sich damit in natürlichen Konzentrationsbereichen bewegt. Deutliche Erhöhungen der Calcium-Konzentration haben keine weitere Entgiftungswirkung mehr, sondern führen zu Beeinträchtigungen der Permeabilität der Zellmembranen und zu interzellulären Fehlfunktionen.

Auswertung der Untersuchungsergebnisse

Während die Magnesium-Konzentrationen am Sulzbach und an der Usa jeweils etwa um das Doppelte anstiegen, lagen die Konzentrationen an den mit Salzabwasser aus der Kali-Industrie belasteten Probestellen um nahezu das vierfache über dem Wert im nicht salzabwasser belasteten Oberwasser an Probestelle Solz 42712_ab_100. Diese Probestelle wies - vermutlich geogen bedingt - mit 20,2 mg/l ebenfalls schon deutlich erhöhte Magnesium-Konzentrationen etwa im Bereich der salzbelasteten Probestellen an Usa und Sulzbach auf.

²⁴ RUNDER TISCH GEWÄSSERSCHUTZ WERRA/WESER (2010): Empfehlung Gewässerschutz Werra/Weser und Kaliproduktion.- Hrsg./Leitung Runder Tisch: Prof. Dr. Hans Brinckmann, Kassel, 89 S.

²⁵ ALBRECHT, M.- L. (1954): Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Fauna der Werra und Wipper, zit. in: BÄTKE, J. & CORING, E. (2008): Biologisch-ökologische Untersuchungen zur Abschätzung von Auswirkungen veränderter Salzeinleitungen auf die aquatische Flora und Fauna der Werra.- Ecoring, Hardegen, Uslar, 200 S.

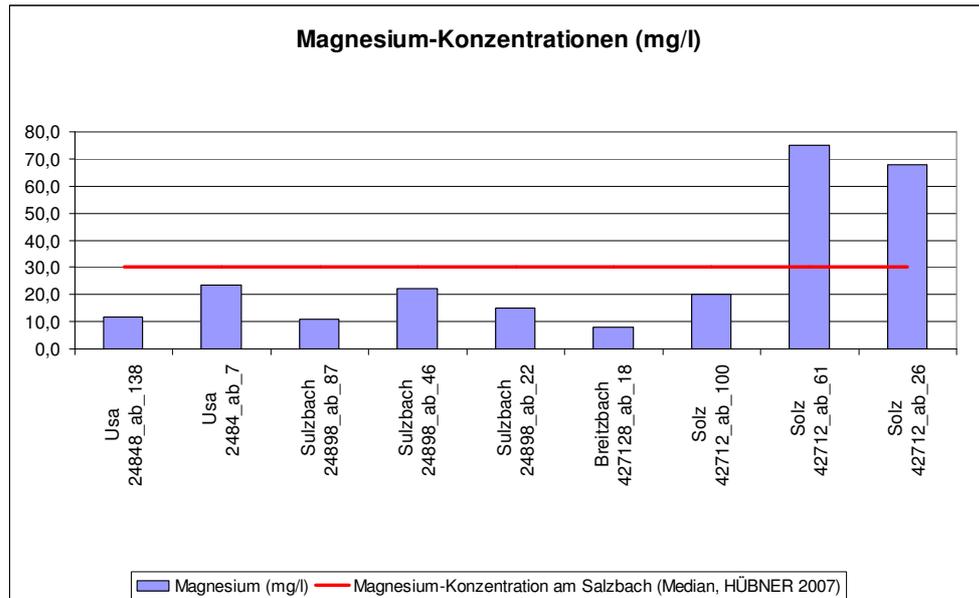


Abbildung 20: Magnesium-Konzentrationen an ausgewählten Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz

Das Calcium-Magnesium-Verhältnis liegt an der Solz unterhalb des Breitzbaches deutlich über den Werten an den anderen untersuchten Gewässern; bei der Probennahme im Frühjahr 2010 jedoch noch unter der Grenze, die auf eine deutliche Belastung mit Salzabwässern aus der Kaliindustrie hinweist. In abflussarmen Spätsommermonaten ist jedoch auf Grund der dann deutlich geringeren Verdünnung mit einem weiteren Anstieg der Werte zu rechnen. An der Solz dürfte bei Niedrigwasser die in der folgenden Grafik dargestellte Grenze zu deutlich mit Salzabwässern aus der Kaliindustrie belasteten Wässern überschritten werden.

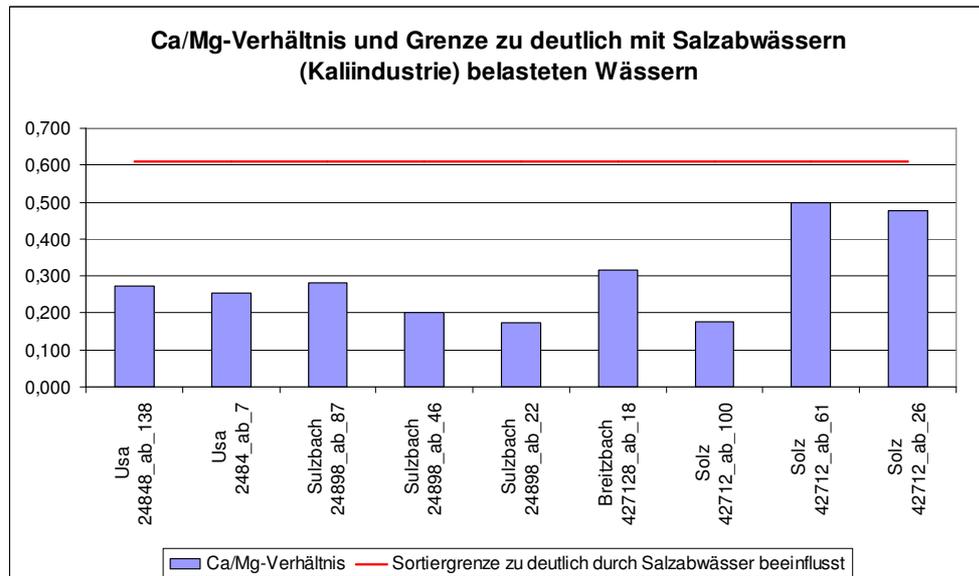


Abbildung 21: Ca/Mg-Verhältnis an den Probestellen an Usa, Sulzbach und Solz. Absolute Magnesium-Konzentrationen s. Kap. 5.3.4. Quelle Sortiergrenze: KOORDINERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994)²⁶. Konzentration Calcium = 1 gesetzt, Magnesium in Relation zu Calcium.

²⁶ KOORDINERUNGS-AUSSCHUSS SALZABWASSER HESSEN/THÜRINGEN (1994): Sonderbericht „Diffuse Einträge von Salzwasser in die Werra.“- 16 S.

5.4 pH-Werte und Sauerstoffgehalte

Die pH-Werte lagen an den meisten Probestellen an der Solz etwas über dem Orientierungswert der LAWA für den Übergang zwischen einem guten und mäßigen Zustand des Gewässers; eine Ausnahme machen in diesem Gewässersystem nur die beiden untersuchten Nebenbäche der Solz (rote Balken im Diagramm). Im Einzugsgebiet der Usa lagen nur einzelne Probestellen über diesem Referenzwert. Am Sulzbach wurde eine häufigere Überschreitung des Referenzwertes festgestellt.

Ursache für die relativ hohen pH-Werte dürfte neben geogenen Einflüssen vor allem ein starkes bis sehr starkes Algenwachstum an einzelnen Probestellen sein, das seinerseits wieder auf das Fehlen von den Bach beschattenden Ufergehölzen und eine gute Nährstoffversorgung durch die Salzbelastung sowie eine partiell erhöhte organische Belastung zurückzuführen (sekundäre Verschmutzung) ist.

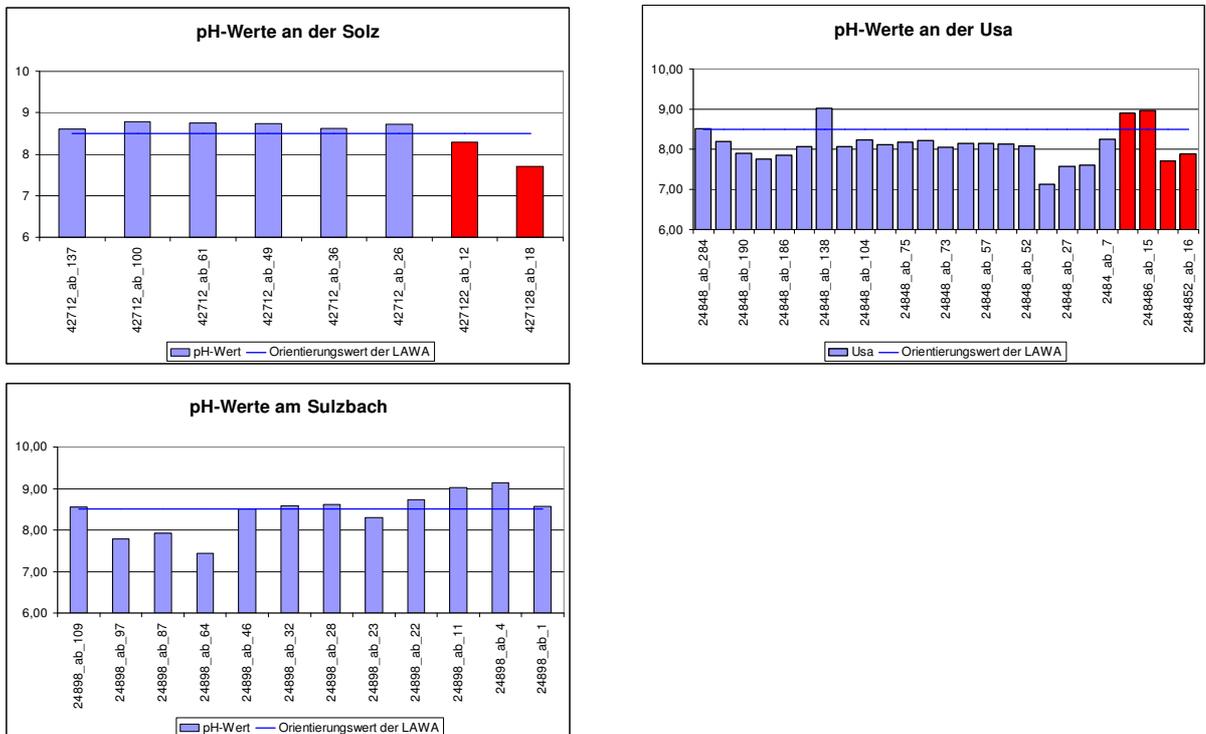


Abbildung 22: pH-Werte an den untersuchten Fließgewässern. Rote Balken: Nebengewässer in den untersuchten Fließgewässersystemen

6 Makrozoobenthosbesiedlung

6.1 Allgemeines

Im Folgenden werden in erster Linie die Auswirkungen der im Verlauf der Fließgewässer hinzutretenden Salzbelastungen auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Zönosen diskutiert. Es ist davon auszugehen, dass diese Auswirkungen die Bedeutung anderer Parameter für die Ausbildung der Zönose, wie zum Beispiel die organische Belastung oder die Auswirkungen einer geänderten Gewässerstruktur, in der Regel überlagert und somit zu Ergebnissen für die Bewertungsmodule Allgemeine Degradation und Saprobie führen, die den eigentlichen Inhalt dieser Module nicht wiedergeben. Ausnahmen sind einige Probestellen am Sulzbach oder an der Solz, an welchen die Gewässerstruktur in Folge eines - zum Teil technischen - Ausbaus stark von anderen Probestellen abweicht. In diesen Fällen wird im Folgenden auf die Bedeutung der Gewässerstruktur für die Ausbildung der Benthos-Zönosen jeweils hingewiesen.

Die nach dem Bewertungssystem PERLODES auf Grundlage des Makrozoobenthos ermittelten Zustandsklassen sind in den digital übergebenen Berichten dargestellt. Außerhalb der deutlich mit Salzen belasteten Fließgewässerabschnitte wird die Saprobie an allen untersuchten Fließgewässern in die Qualitätsklasse gut bis sehr gut eingestuft.

6.2 Salztoleranz des Makrozoobenthos

In den autökologischen Informationen der ASTERICS-Software zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern, welche die Grundlage für die Berechnung der verschiedenen Metrics darstellen, sind für diverse Arten **Salinitätspräferenzen** gemäß dem Venedig-System dargestellt. Eine Betrachtung dieser Präferenzen führt in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht zu einer deutlichen Differenzierung, da auch solche Arten, die eine relativ große **Toleranz** gegen erhöhte Salzgehalte aufweisen, dennoch eine **Präferenz** für Süßwasser haben können. Beispiel hierfür ist die Neozoe *Proasellus coxalis*, die in ASTERICS auf Grund ihrer Präferenz als Süßwasserart eingestuft wird, jedoch eine deutliche Toleranz gegen erhöhte Salzgehalte hat. Auf Grund dessen erfolgt im Folgenden eine Differenzierung der Benthoszönosen auf Grund des Salzgehaltes in erster Linie anhand der **Salinitätstoleranzen** und nicht der -präferenzen.

Aussagen über die Toleranzen verschiedener Arten gegen erhöhte Salzgehalte finden sich für den Hessischen Raum vor allem in verschiedenen Untersuchungen zur Besiedlung der Werra und ihrer Nebengewässer. HÜBNER (2007) stellte bei Untersuchungen der salzbelasteten Unteren Werra die in der folgenden Tabelle dargestellten Arten mit einer Stetigkeit von mehr als 10 % fest. Mit der genannten Stetigkeitsgrenze werden laut HÜBNER solche Taxa

ausgeschlossen, die mit höherer Wahrscheinlichkeit durch zufällige Drift aus den Zuflüssen in die Werra gelangt sind, die dort aber keine stabile Population aufbauen können. Für die genannten Arten ist somit davon auszugehen, dass Salzgehalte, die zu Zeiten der Maximalbelastung der Werra im mesohalinen Bereich liegen, im Median zumindest dem oligohalinen Salzgehalt zuzuordnen sind, dauerhaft toleriert werden.

Tabelle 1: Arten mit einer Stetigkeit von mehr als 10 % in der Unteren Werra. Quelle: HÜBNER (2007)²⁷. Fett gedruckt: Arten oder höhere Taxa, die auch in der vorliegenden Untersuchung an Solz, Usa und Sulzbach festgestellt wurden.

Gewässer, Probestelle	Taxon	Elektrische Leitfähigkeit, Maximum der Medianwerte ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Salinität Maximum, Median (‰)	Stetigkeit
Arten mit einer Stetigkeit von mehr als 10 %				
Untere Werra W1 - W10	<i>Gammarus tigrinus</i>	6470	ca. 3,2 bis 4,1, (mesohalin)	100
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	6470		84
	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	6150		51
	<i>Tubificidae</i>	5730		58
	<i>Erpobdella octoculata</i>	5490		11
	<i>Proassellus coxalis</i>	5490		16
	<i>Elmis aenea/maugetii</i>	5490		11
	<i>Oulimnius tuberculatus</i>	5490		16
	<i>Chironomini</i>	5490		16
	<i>Orthoclaadiinae</i>	5490		42
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	5490		20
	<i>Simulium sp.</i>	5490		40
	<i>Enchytraeidae</i>	5380		11
	<i>Elmis sp. (Larven)</i>	5380		20
	<i>Plumatella repens</i>	5380		18
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	5290		13
	<i>Naididae</i>	5270		33
	<i>Ceratopogonidae</i>	5250		11
<i>Ceratopogoninae / Palpomyiinae</i>		11		
<i>Simulium ornatum-Gr.</i>	5210	22		
<i>Dugesia gonocephala</i>	4830	11		

²⁷ HÜBNER, G. (2007): Ökologisch-faunistische Fließgewässerbewertung am Beispiel der salzbelasteten Unteren Werra und ausgewählter Zuflüsse.- Ökologie und Umweltsicherung 27/2007, 303 S.

Folgende Arten oder höhere Taxa der Solz, des Sulzbaches und der Usa werden zusätzlich zu den von HÜBNER (2007) in der Werra festgestellten Arten als salztolerant zumindest für den oligohalinen Konzentrationsbereich eingestuft:

Tabelle 2: Zusätzliche als halotolerant eingestufte Arten.

<i>Asellus aquaticus</i>	Lebt auch in Brackwasser (REIFF, N. (1993): Aquatische Makroinvertebraten der ICE-Trassenkartierung; Kommentierte Artenliste.- unveröff. Gutachten, zit. in Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1996, Ökologische Typisierung der Makrofauna.- Informationsberichte, Heft 4/96, 543 S.)
<i>Radix balthica</i>	Salztolerant, z.B. nach GLÖER et al. (1992) und SCHMEDTJE & KOHMANN (1992), Literatur: s. Zeile zuvor.
<i>Prodiamesa olivacea</i>	
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	Zahlreiche salztolerante Arten

6.3 Ergebnisse

6.3.1 Solz

6.3.1.1 Solz, Makrozoobenthos in Abhängigkeit von der Salzbelastung

Die Solz und die untersuchten Nebengewässer können hinsichtlich der Salzbelastung wie folgt charakterisiert werden:

- Die Solz oberhalb der Einmündung des Breitzbaches sowie der Quellbach 427122_ab_12 ist nur gering mit Salzen aus Punktquellen oder der Landwirtschaft belastet. Die elektrischen Leitfähigkeiten lagen bei den Messungen im Frühjahr 2010 zu meist über 0,7 mS/cm. Die Magnesium-Konzentration war an Probestelle 42712_ab_100 schon oberhalb der Einmündung des Breitzbaches - vermutlich geogen bedingt - mit 20,2 mg/l relativ hoch.
- Der Breitzbach ist oberhalb der Salzquelle Breitzbachsmühle kaum mit Salzen belastet (elektrische Leitfähigkeit: 0,37 mS/cm).
- Die Solz ist unterhalb des Breitzbaches mit Leitfähigkeiten von 3,85 bis 4,3 mS/cm als oligohalines Gewässer einzustufen. Die Magnesium-Konzentrationen sind um mehr als das dreifache gegenüber den gemessenen Maximalkonzentrationen des Sulzbaches und der Usa erhöht.

Die Makrozoobenthoszönose der Solz und der untersuchten Nebengewässer war in den unterschiedlichen Abschnitten wie folgt ausgeprägt:

Oberhalb der Einmündung des stark salzbelasteten Breitzbaches wies die Solz mit 41 bis 46 Arten und höheren Taxa eine mittlere Artenvielfalt auf. Eine mit 52 Arten hohe Artenzahl wurde im silikatischen Breitzbach festgestellt. Unterhalb der Einmündung der sehr stark salzbelasteten Quelle Breitzbachsmühle ist dieser Bach jedoch biologisch weitgehend verödet.

Die **Artenzahlen** der Solz sanken unterhalb der Einmündung des Breitzbaches an Probestelle 42712_ab_61 zunächst trotz der stark gestiegenen Salzgehalte noch nicht ab (46 Arten oder höhere Taxa), sondern erst in größerer Entfernung von der Einleitstelle. Die drei Probestellen der unteren Solz wiesen - trotz einer mit der Probestelle 42712_ab_61 weitgehend vergleichbaren Gewässerstrukturierung - nur noch eine artenarme Biozönose mit 18 bis 26 Arten oder höheren Taxa auf.

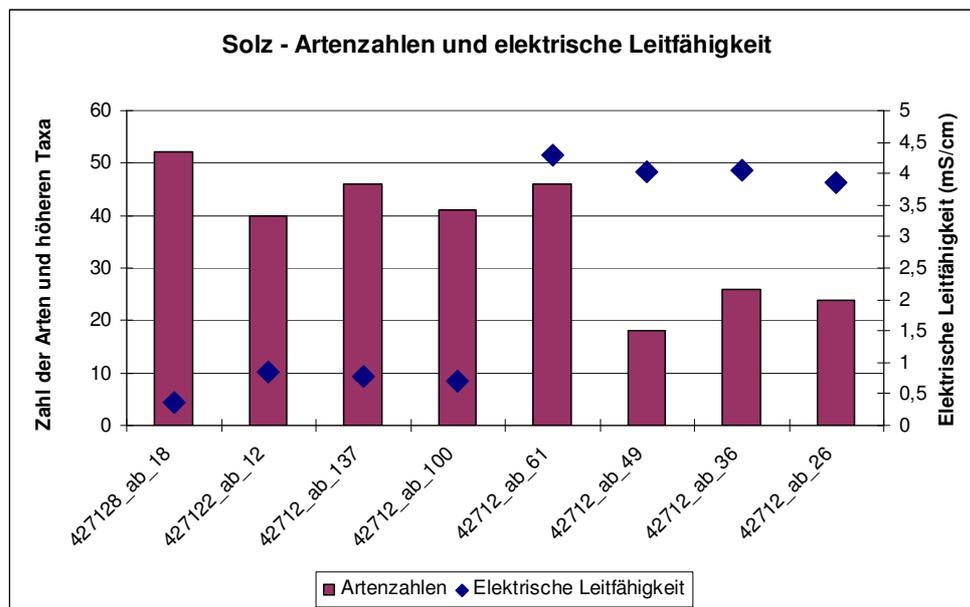


Abbildung 23: Artenzahlen und elektrische Leitfähigkeit an der Solz. Probennahme: 21.04.2010

Die belastungsintoleranten **EPT-Arten** waren oberhalb der Einmündung des Breitzbaches und im Breitzbach oberhalb der Breitzbachsquelle mit 16 bis 24 Arten relativ artenreich vertreten. Einen nur mittleren EPT-Artenreichtum wies die strukturell beeinträchtigte Probestelle 427122_ab_12 im Oberlauf der Solz mit 12 Arten auf. Unterhalb der Einmündung des Breitzbaches in die Solz ist an Probestelle 42717_ab_61 zunächst keine deutliche Reaktion der Artengruppe festzustellen. Die Zahl der Taxa verringert sich erst in größerer Entfernung in der unteren Solz auf 3 bis 6 EPT-Arten. Die Anzahl der EPT-Arten lag in diesem Bereich somit nur noch bei etwa 16,7 bis 33,3 % der Artenzahlen an der unbelasteten Probestelle 42712_ab_100.

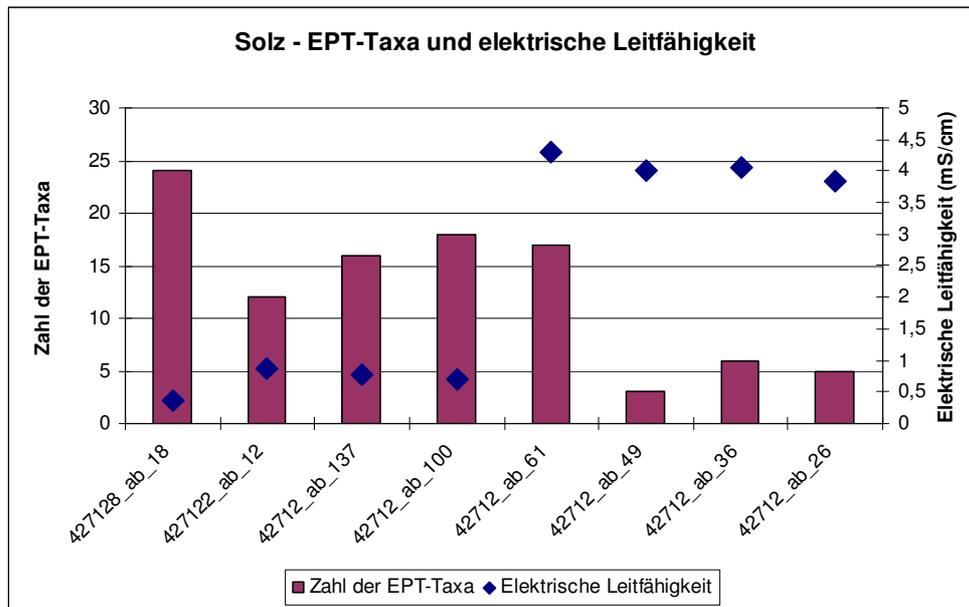


Abbildung 24: Anzahl der EPT-Arten an der Solz. Probennahme: 21.04.2010

Die Anzahl der in Tabelle 1 und Tabelle 2 genannten **halotoleranten Arten** war im Breitzbach und in der Solz oberhalb der Einmündung des Breitzbaches nur relativ gering. In der Solz ergab sich an der nahe der Einmündung des salzbelasteten Breitzbaches gelegenen Probestelle 42717_ab_61 zunächst nur ein geringer Anstieg dieser Arten. Eine deutliche Reaktion zeigte sich erst bei den weiter unterhalb gelegenen Probestellen. An diesen stieg der Anteil halotoleranter Arten von unter oder geringfügig über 20 % auf etwa 70 bis 80 % deutlich an. Stenöke Süßwasserorganismen oder Arten mit einer nur geringen Salztoleranz wie *Sericostoma sp.*, *Anomalopterygella chauviniana*, *Lasiocephala basalis*, *Silo pallipes* und *Silo piceus* sowie *Rhyacophila nubila* fehlten in diesen Gewässerabschnitten ganz.

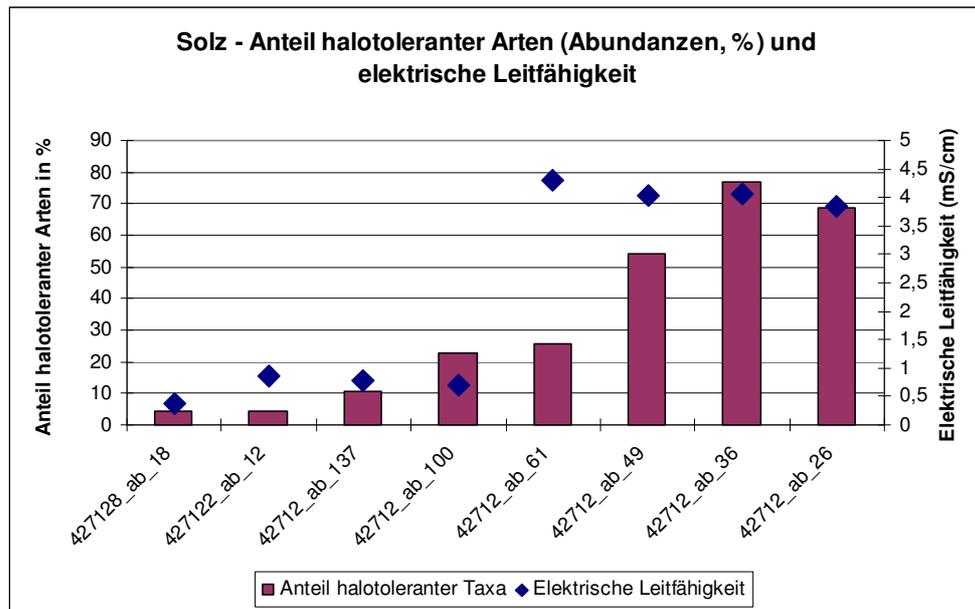


Abbildung 25: Anteil halotoleranter Arten (Abundanzen) und elektrische Leitfähigkeit an der Solz. Probenahme: 21.04.2010

Mit dem Zufluss des im Unterlauf sehr stark salzbelasteten und biologisch weitgehend verödeten Breitzbaches änderte sich die Zusammensetzung des Makrozoobenthos in der Solz somit nicht sofort. Probestelle 42712_ab_61 wies bei den Untersuchungen im Frühjahr 2010 zwar die höchsten Gesamtsalzgehalte und Kalium- und Magnesium-Konzentrationen auf. Die Artenzahl war mit 46 Arten jedoch noch ebenso hoch, wie an den oberhalb gelegenen nicht salzbelasteten Probestellen. Auch der Anteil der halotoleranten Arten an der Gesamtbiözönose nahm nur geringfügig zu. Erst an den weiter unterhalb gelegenen Probestellen konnte eine deutliche Reaktion der Makrozoobenthos-Zönose auf die erhöhte Salzbelastung der Solz festgestellt werden. Ursächlich für diese Ausprägung der Biozönose kann sein:

- Die nur geringe Entfernung der Probestelle von dem Zufluss des salzbelasteten Breitzbaches, die Verdriftungen und Zuwanderungen aus dem Oberwasser begünstigt.
- Die vermutlich noch nicht vollständige Vermischung des Salz- und Süßwassers im Probestellenbereich, so dass einige Arten in Süßwasserfahnen und vor allem im Interstitial überdauern dürften.
- Die im abflussreichen Frühjahr gegenüber den in Niedrigwasserzeiten im Herbst vermutlich deutlich verminderte Salzkonzentration in der Solz, welche die zeitweise Entwicklung artenreicherer Biozönosen zulässt.

Die Makrozoobenthos-Zönose der Solz wurde in dem mit Salzen deutlich belasteten Fließgewässerabschnitt in erster Linie durch die Neozoen *Potamopyrgus antipodarum* und *Proa-sellus coxalis* dominiert. Zum Teil erhöhte (relative) Individuenzahlen wiesen zudem die Ein-

tagsfliegen *Baetis rhodani* und *Torleya major* und die *Tanyptodinae* auf. Die wenig salztoleranten Köcherfliegen *Lasiocephala basalis* und *Sericostoma sp.* und die Eintagsfliege *Ephemera danica* fehlten in der unteren Solz hingegen völlig.

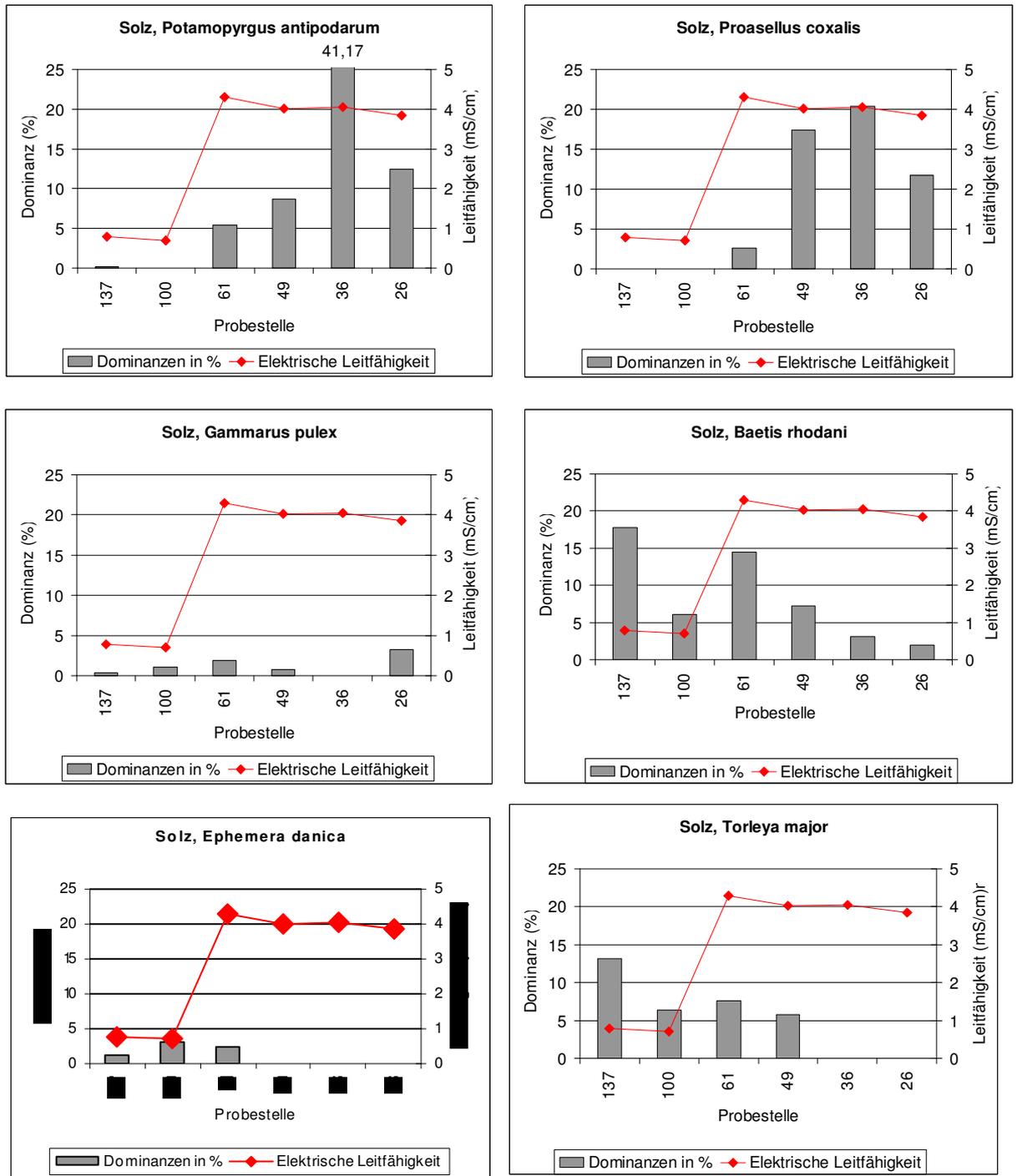


Abbildung 26: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen in der Solz

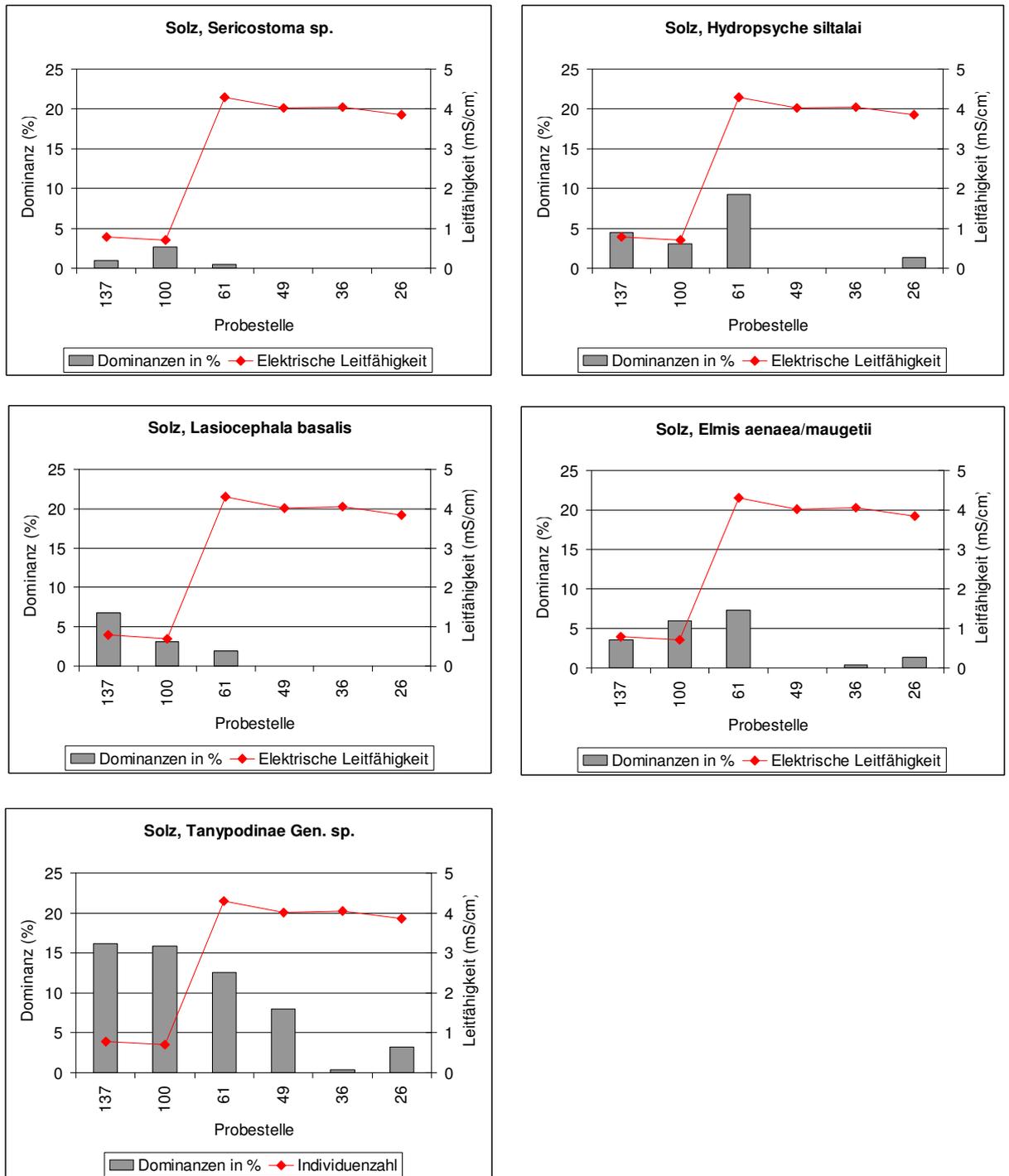


Abbildung 27: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen in der Solz

Im Vergleich zur Probenahme im Auftrag des HLUg im Jahr 2005 war die Solz an Probestelle 42712_ab_61 unterhalb des Zuflusses des Breitzbaches deutlich artenreicher. Neben den überwiegend euryöken Arten, die sowohl 2005 als auch 2010 festgestellt wurden (z.B. *Potamopyrgus antipodarum*, *Baetis rhodani*, *Hydropsyche siltalai*, *Polycentropus flavomaculatus* u.a. mehr) fanden sich eine Reihe weiterer Köcherfliegen (*Cheumatopsyche lepida*, *Silopiceus*), Eintagsfliegen (*Ephemera danica*), Steinfliegen (*Isoperla sp.*) und Käfer (*Oreodytes sanmarki*, *Elodes sp.*, *Oulimnius tuberculatus*).

6.3.1.2 Solz, Saprobienindex und Salzbelastung

Der mit Hilfe des Bewertungsystems PERLODES ermittelte Saprobienindex folgt an den meisten Probestellen der Entwicklung der gemessenen Salzbelastung der Solz, nicht aber der an drei Probestellen festgestellten Belastung mit leicht abbaubaren organischen Materialien (BSB₅), die sich unterhalb des salzbelasteten Breitzbaches nur geringfügig erhöht. Ursache für den Anstieg des Saprobienindex ist zum einen das Auftreten einiger zusätzlicher Arten mit einem erhöhten Saprobiewert wie der Neozoen *Proasellus coxalis* und *Potamopyrgus antipodarum*, zum anderen das Ausfallen limnischer Arten mit einem niedrigen Saprobiewert wie *Ephemera danica*, *Hydropsyche siltalai*, *Lasiocephala basalis* und *Sericostoma sp.* (Saprobiewert 1,5 bis 1,8).

Eine Sonderstellung nimmt die Probestelle 42712_ab_61 kurz unterhalb des Zuflusses des stark salzbelasteten Breitzbaches ein. Auf Grund der geringen Entfernung des Salzzuflusses ist an dieser Probestelle von einer noch nicht vollständigen Vermischung des Süß- und Salzwassers auszugehen, so dass - vor allem im Interstitial - eine Reihe limnischer Arten überleben kann. Demzufolge bleibt eine Reaktion der Zönose auf die hohen Salzgehalte des Freiwassers ebenso wie eine Veränderung des Saprobienindex nahezu vollständig aus.

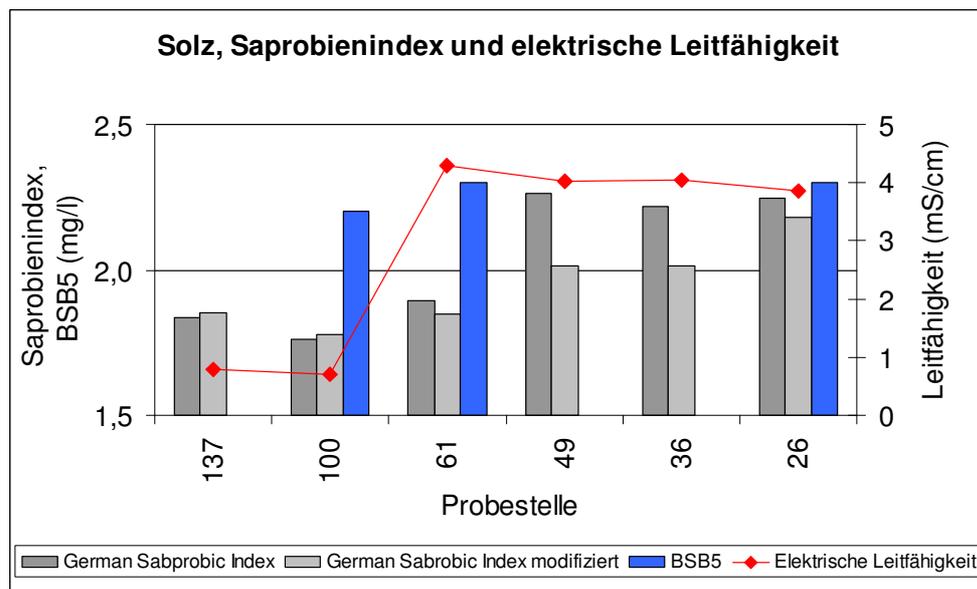


Abbildung 28: Saprobienindex und elektrische Leitfähigkeit, Solz. German Saprobic Index modifiziert: Saprobienindex ohne die in Folge der Salzbelastung auftretenden Arten *Proasellus coxalis* und *Potamopyrgus antipodarum*

An der Solz führt bereits die Herausnahme der beiden in Folge der erhöhten Salzbelastung auftretenden Arten *Proasellus coxalis* und *Potamopyrgus antipodarum* aus der Berechnung des Saprobienindex - ohne Berücksichtigung des Ausfallens der oben genannten Reinwasserarten - an den salzbelasteten Gewässerabschnitten, zu einem mehr oder weniger deutlichen Absinken des Saprobienindex. Die geringere Minderung des Wertes an Probestelle

42712_ab_61 dürfte im Wesentlichen auf die oben dargestellten Zusammenhänge zurückzuführen sein.

6.3.2 Sulzbach

6.3.2.1 Sulzbach, Makrozoobenthos in Abhängigkeit von der Salzbelastung

Der Sulzbach ist hinsichtlich des Ausmaßes der Salzbelastung dreigeteilt:

- Die Probestellen 24898_ab_87 bis 24898_ab_109 im Oberlauf des Sulzbaches sind weitgehend unbelastet von Salzen.
- Die Probestellen 24898_ab_46 und 24898_ab_64 weisen Salzbelastungen in einem nur etwas geringeren Ausmaß als die Solz auf. Die Zusammensetzung der Ionen ist jedoch unterschiedlich; insbesondere die Magnesium-Konzentrationen sind deutlich geringer als in der Solz.
- Die Probestellen 24898_ab_4 bis 24898_ab_28 liegen unterhalb des Zuflusses des Schwalbaches und sind nur noch mäßig mit Salzen belastet.

Die Reaktion der Biozönose auf die vorhandenen Salzkonzentrationen ist differenziert zu betrachten:

Die im Sulzbach auch oberhalb der Salzeinleitungen mit 27 bis 38 Arten oder höheren Taxa schon **geringe Artenvielfalt** verringert sich in der am höchsten belasteten Zone mäßig bis geringfügig auf 23 bzw. 27 Arten. In dem sich unterhalb anschließenden nur mäßig belasteten Gewässerabschnitt steigt die Artenzahl zunächst sogar deutlich an (43 Arten an Probe-stelle 24898_ab_28), um dann kurz vor der Einmündung in die Nidda auf unter 20 Arten abzusinken. Ursache für diese Entwicklung dürfte die unterschiedlich gut ausgeprägte Gewässerstruktur an den Probestellen sein, welche die Auswirkungen der Salzbelastung zumindest an den nur mäßig belasteten Probestellen überlagert. Probestelle 24898_ab_4 kurz vor der Einmündung des Sulzbaches in die Nidda ist strukturell weitgehend degradiert und weist die geringste Artenzahl auf.

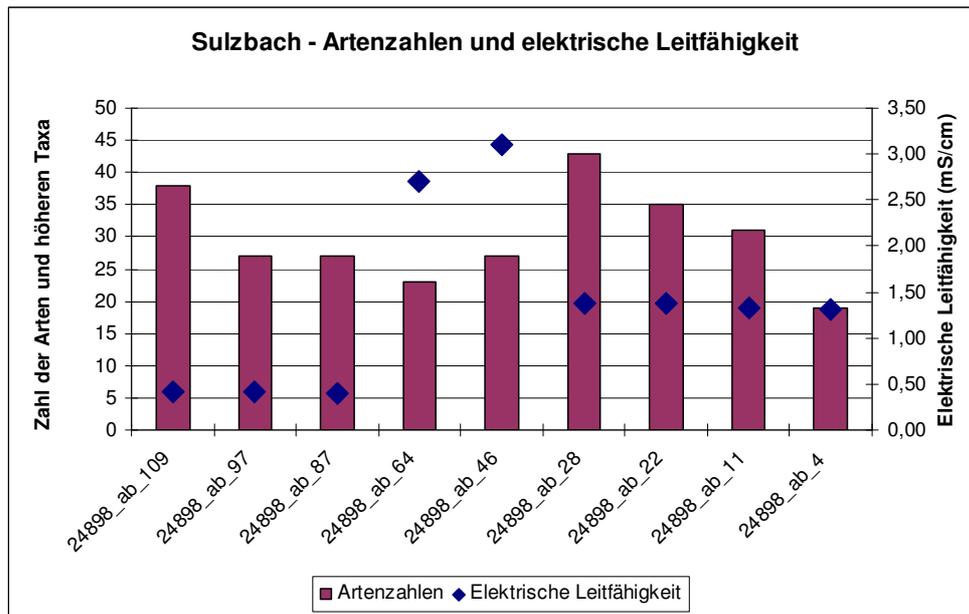


Abbildung 29: Artenzahlen und elektrische Leitfähigkeit am Sulzbach. Probennahme: 20.04.2010

Ebenso wie an der Solz ist die Veränderung der Anzahl der **EPT-Arten** in Folge der veränderten Salzbelastung deutlich ausgeprägt. An den stark belasteten Probestellen verringert sich die Anzahl der Arten aus dieser Makrozoobenthos-Gruppe sehr deutlich, um an den nur mäßig belasteten Probestellen unterhalb der Einmündung des Schwalbaches wieder etwa auf das Maß der unbelasteten Probestellen anzusteigen. Eine deutliche Verringerung der Anzahl der EPT-Taxa ist auch an den sehr ungünstig strukturierten Probestellen 24898_ab_11 und 24898_ab_4 festzustellen. Die EPT-Arten scheinen in ihrer Gesamtheit somit zumindest eine mäßige Salzbelastung zu tolerieren.

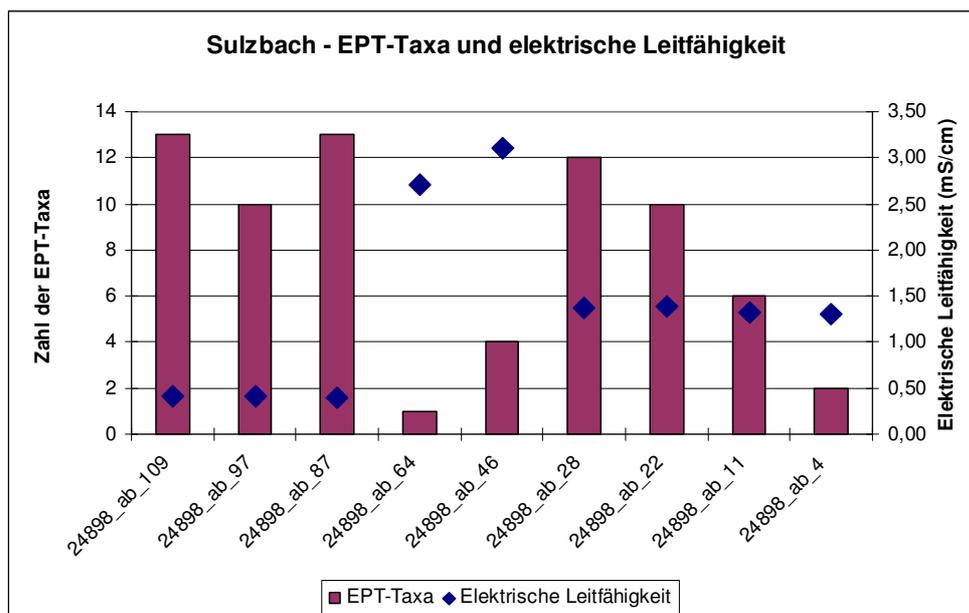


Abbildung 30: EPT-Arten und elektrische Leitfähigkeit am Sulzbach. Probennahme: 20.04.2010

Der Anteil der **halotoleranten Arten** des Sulzbaches stieg unterhalb der Salzeinleitung deutlich an; sie war an den geringer mit Salz belasteten Probestellen unterhalb des Schwalbaches zum Teil sogar höher als an den am stärksten belasteten Probestellen. Auch an der nicht salzbelasteten Probestelle 24898_ab_97 war der Anteil der in der vorliegenden Arbeit als salztolerant eingestuften Taxa sehr hoch. Ursache hierfür ist vor allem das individuenreiche Auftreten von Arten aus der Gruppe der Chironomiden, die bei einer für diese Arten günstigen Gewässerstruktur oder einer erhöhten Belastung mit organischen Materialien auch in nicht salzbelasteten Gewässern massenhaft auftreten können.

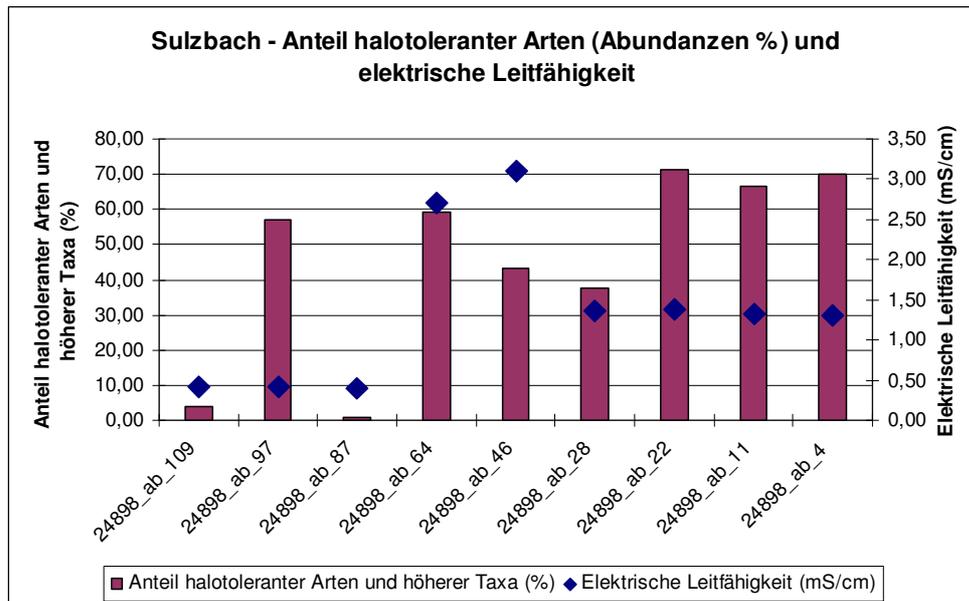


Abbildung 31: Anteil halotoleranter Arten (Abundanzen) und elektrische Leitfähigkeit am Sulzbach. Probenahme: 20.04.2010

Probestelle 24898_ab_46 wies mit 3,11 mS/cm eine Gesamtsalzbelastung in einer ähnlichen Größenordnung wie die untere Solz auf (3,85 bis 4,3 mS/cm), bei etwas höheren Kalium- und deutlich geringeren Magnesium-Konzentrationen. Auffallend an dieser Probestelle ist das relativ individuenreiche Auftreten der drei Amphipoden-Arten *Gammarus pulex*, *Gammarus fossarum* und *Gammarus roeseli*, die in der Solz weitgehend fehlten oder nur geringe Abundanzen aufwiesen. Die unterschiedliche Ausprägung der Amphipoden-Besiedlung der beiden Gewässer könnte somit in der deutlich erhöhten Magnesium-Konzentration der Solz begründet sein. Die von FOECKLER & SCHRIMPF (1985, vgl. Kap. 5.3.4) genannten Konzentrationsbereiche für *Gammarus roeseli* und *Gammarus fossarum* und die von HÜBNER (2007, vgl. Kap. 5.3.4) für *Gammarus fossarum* in der Werra festgestellte Amplitude des Magnesiums **wurde im Sulzbach nicht** (Maximalkonzentration: 22 mg/l), **in der Solz** mit Magnesium-Konzentrationen von 67,7 bis 75 mg/l **jedoch deutlich überschritten**. Allerdings sind auch andere Ursachen für das weitgehende Fehlen der Gammariden in der Solz nicht auszuschließen, die beispielsweise aus einem spezifischen geogen bedingten physikochemi-

schen Charakter des Gewässers resultieren können. Als Hinweis darauf ist die oberhalb des Breitzbaches ebenfalls nur relativ geringe Amphipoden-Abundanz im Hauptgewässer der Solz (Probestellen 42712_ab_100 und 42712_ab_137) oberhalb der Salzeinleitung zu sehen, bei gleichzeitig hohen bis sehr hohen Abundanzen in den Neben- oder Quellgewässern der Solz (427128_ab_18 und 427122_ab_12).

Die Makrozoobenthos-Zönose des Sulzbaches wurde an den meisten Probestellen sowohl in dem **mit Salzen deutlich belasteten Fließgewässerabschnitt** als auch in den unbelasteten Bereichen in erster Linie deutlich durch *Chironomiden* dominiert. Relativ hohe Individuenzahlen wiesen an der deutlich salzbelasteten Probestelle 24898_ab_46 zudem die beiden Amphipodenarten *Gammarus roeseli* und *Gammarus fossarum* auf. Die Neozoe *Proasellus coxalis* fand sich mit mittleren Individuenzahlen fast ausschließlich an den beiden stärker mit Salzen belasteten Probestellen im Mittellauf des Sulzbaches. Anders als in der Solz war die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* im Sulzbach auch in den deutlich salzbelasteten Fließabschnitten nur individuenarm vorhanden.

An den nur **mäßig mit Salzen belasteten** Probestellen unterhalb des Schwalzbaches (24898_ab_4 bis 24898_ab_28, Leitfähigkeit max. 1,38 mS/cm) trat mit erhöhten Individuenzahlen die Eintagsfliege *Baetis rhodani* auf, die an den stärker belasteten Gewässerabschnitten (24989_ab_46 und 24898_ab_64, Leitfähigkeit 2,71 bis 3,11 mS/cm) nur einen relativ geringen Anteil an der Biozönose hatte. Die Wasserkäfer *Elmis aenea* und *Elmis maugetii* zeigten ein ähnliches Verteilungsschema: sie waren in dem nur mäßig mit Salzen belasteten Gewässerabschnitten individuenreich vertreten und fehlten in den stärker salzbelasteten Gewässerabschnitten oberhalb fast vollständig. *Gammariden*, die im oberen Sulzbach über der Salzeinleitung an einigen Probestellen sehr individuenreich vertreten waren, fanden sich auch in dem mäßig mit Salzen belasteten Bereich noch mit relativ hohen Individuenzahlen, wobei in Teilbereichen ein Wechsel der im Oberlauf deutlich dominierenden Art *Gammarus fossarum* zu *Gammarus roeseli* stattfand.

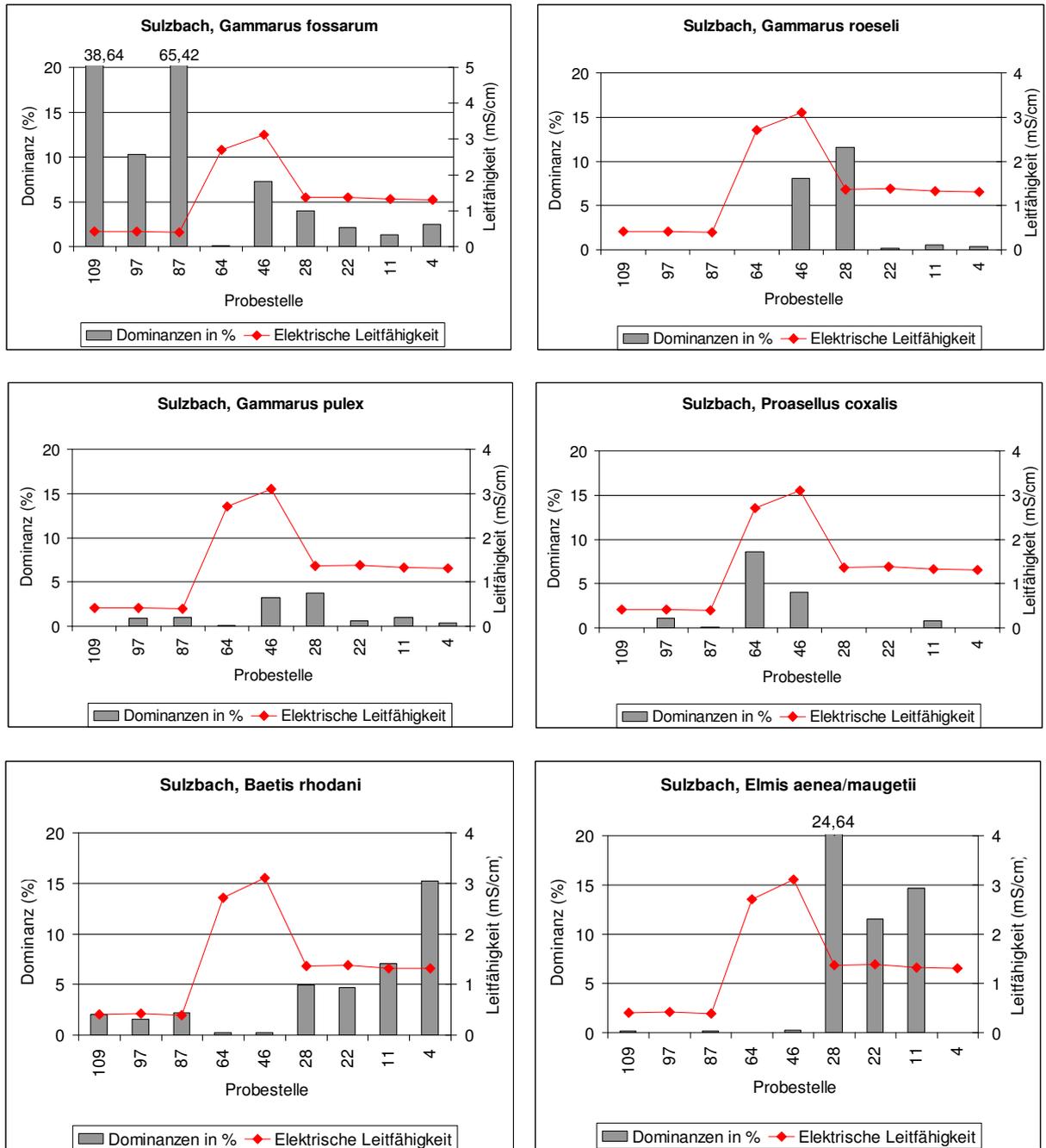


Abbildung 32: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen im Sulzbach

Die beschriebene Verteilung der Arten ist sicherlich teilweise eine Folge der unterschiedlichen Salzbelastung der Probestellen. Daneben können jedoch andere Faktoren wie zum Beispiel die Strukturierung des Gewässers eine maßgebliche Rolle für die Ausprägung der Makrozoobenthosfauna spielen. So finden beispielsweise die beiden festgestellten Elmis-Arten an den teilweise besonnten und überwiegend pflanzenreichen Probestellen des unteren Sulzbaches (Probestellen 24898_ab_11 bis 24898_ab_28) vermutlich günstigere Lebensbedingungen vor, welche die Ausprägung einer individuenreichen Population begünsti-

gen, als an den darüber liegenden Probestellen. Die zwar artenärmere, aber nur mäßig salzbelastete Probestelle 24898_ab_4 ist im Vergleich zu den stärker salzbelasteten Probestellen 24898_ab_46 und 24898_ab_64 strukturell weitgehend degradiert, so dass auch hier andere Faktoren als die Salzbelastung maßgeblich für die Ausprägung der Biozönose sein dürften.

Die oberhalb der Salzeinleitung gelegene Probestelle 24898_ab_97 war bei der Untersuchung im Jahr 2010 mit 27 Arten oder höheren Taxa etwas artenreicher, die Probestelle 24898_ab_87 war etwas artenärmer als die entsprechenden Probestellen bei den Untersuchungen in den Jahren 2005 bzw. 2007 (HLUG, 2005 und 2007, 25 bzw. 35 Arten). Der Anteil der EPT-Arten lag an den beiden Probestellen mit 10 bzw. 13 Taxa über den Ergebnissen der Jahre 2005 bzw. 2007 (9 bzw. 10 Taxa (HLUG, 2005 und 2007)). Die Bewertung der Ökologischen Zustandsklasse nach PERLODES ergab im Jahr 2010 mit der Einstufung in die Klasse "mäßig" ein etwas günstigeres Gesamturteil als die Auswertungen in den Jahren 2005 bzw. 2007 (Ökologische Zustandsklasse "unbefriedigend").

Die deutlich mit Salzen belastete Probestelle 24898_ab_64 wies im Jahr 2010 im Vergleich zu den Untersuchungen von 2005 (HLUG, 2005) eine artenärmere Makrozoobenthoszönose auf (23 Arten 2010, 31 Arten 2005). Wie im Jahr 2005 wurde die Biozönose vor allem durch euryöke und halotolerante Arten und höhere Taxa aus den Gruppen der *Chironomiden* und dem Kleinkrebs *Proasellus coxalis* dominiert. Die Ökologische Zustandsklasse dieser Probestelle wurde 2010 ebenso wie im Jahr 2005 als "schlecht" bewertet.

Die unterhalb der Einmündung des Schwalbaches gelegenen Probestellen 24898_ab_28 und 24898_ab_22 waren im Jahr 2010 mit 43 bzw. 35 Arten oder höheren Taxa deutlich artenreicher, als die im gleichen Gewässerbereich liegenden Probestellen im Jahr 2005 (HLUG, 2005; 28 bzw. 25 Arten; Probestellen 24898_ab_32 und 24898_ab_22). Auch die Zahl der EPT-Taxa war 2010 mit 12 bzw. 10 Taxa gegenüber 2005 deutlich erhöht (5 bzw. 4 Taxa). Dementsprechend wurde das Gewässer in diesem mäßig salzbelasteten Bereich im Jahr 2010 auf Grund der Auswertung nach PERLODES mit der Zustandsklasse "unbefriedigend" etwas besser bewertet werden, als im Jahr 2005 (Zustandsklasse: "schlecht").

6.3.2.2 Sulzbach, Organische Belastung und Salzbelastung

Der mit Hilfe des Bewertungsystems ermittelte Saprobienindex steht in einer deutlichen Relation zu der gemessenen Salzbelastung des Sulzbaches. Ein Zusammenhang mit der in der folgenden Grafik durch den BSB₅ dokumentierten organischen Belastung ist nicht erkennbar²⁸.

Ursache für den erhöhten Saprobienindex ist zum einen das zum Teil relativ individuenreiche Auftreten einiger zusätzlicher Arten mit einem hohen Saprobiewert wie der Neozoen *Proasellus coxalis* und *Potamopyrgus antipodarum*, zum anderen das Ausfallen limnischer Arten mit einem niedrigen Saprobiewert wie *Gammarus fossarum* (Saprobiewert 1,5), die im Sulzbach nach Zutritt der Salzbelastung trotz ähnlicher Gewässerstrukturierung durch *Gammarus roseli* (Saprobiewert 2,2) ersetzt wird. Diese Art findet sich auch in oligohalinen Gewässern.

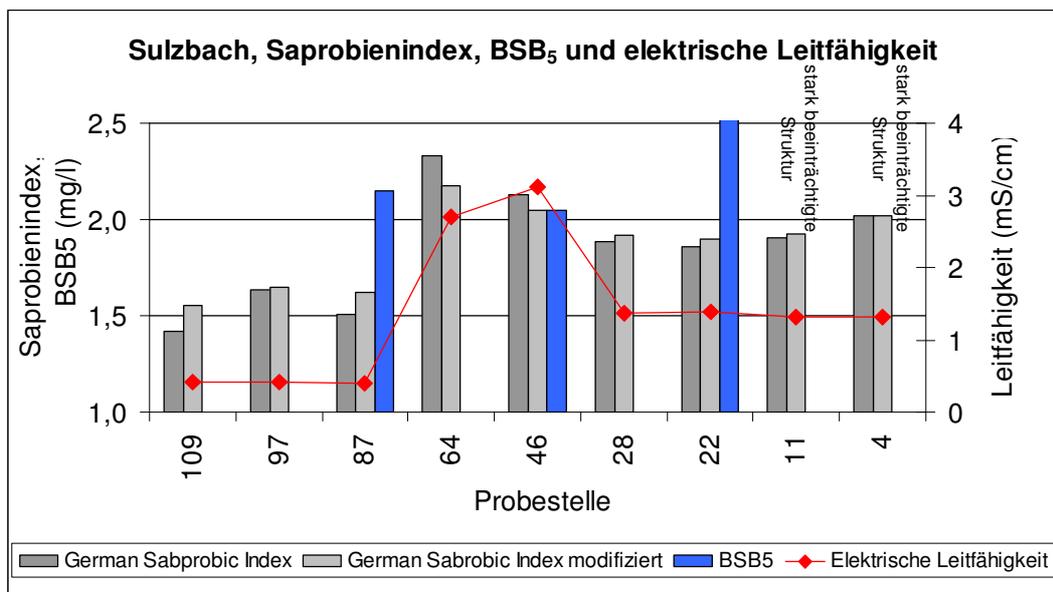


Abbildung 33: Saprobienindex, BSB₅ und elektrische Leitfähigkeit, Sulzbach. German Saprobic Index modifiziert: Saprobienindex ohne die in Folge der Salzbelastung auftretenden Arten *Proasellus coxalis* und *Potamopyrgus antipodarum*. Die Werte des BSB₅ sind zur Darstellung der Entwicklung durch den Faktor 2 dividiert. Gemessene Werte: Probestelle 87: 4,3 mg/l, Probestelle 46: 4,1 mg/l, Probestelle 22 (unterhalb Zufluss Schwalbach): 9,3 mg/l.

Am Sulzbach führt ebenso wie an der Solz bereits die Herausnahme der beiden Arten *Proasellus coxalis* und *Potamopyrgus antipodarum* aus der Berechnung des Saprobienindex ohne Berücksichtigung des Ausfallens diverser Reinwasserarten (z.B. *Gammarus fossarum*) an den beiden am höchsten salzbelasteten Gewässerabschnitten zu einem deutlichen Absinken

²⁸ Dies schließt einen Zusammenhang jedoch nicht aus, da die nur einmalige Messung des Parameters keine abschließende Aussage erlaubt.

des Saprobienindex. Der Anstieg des Index an den beiden unteren Probestellen 24898_ab_11 und 24898_ab_4 kann - trotz der dort weiter leicht absinkenden Salzbelastung - auch eine Folge der dort stark beeinträchtigten Gewässerstruktur sein (teilversiegelte Sohle, Begradigung, nur sporadische Ufergehölze).

6.3.3 Usa

6.3.3.1 Usa, Makrozoobenthos in Abhängigkeit von der Salzbelastung

Die Usa bzw. die Usa/Wetter wurde nur an zwei Probestellen biologisch untersucht. Die Salzbelastung an der unterhalb der Salzeinleitung gelegenen Probestelle 2484_ab_7 war bei den Messungen im Frühjahr 2010 mit 1,84 mS/cm im Vergleich zu den salzreichen Probestellen an der Solz und dem Sulzbach deutlich geringer, lag jedoch noch in einem für oligohaline Gewässer typischen Bereich.

Die Reaktion der Makrozoobenthos-Zönose auf die Salzeinleitung ist - ähnlich wie an den nur mäßig mit Salz belasteten Probestellen des Sulzbaches unterhalb der Einmündung des Schwalbaches - relativ wenig deutlich. Die **Zahl der Arten** insgesamt sank nur geringfügig von 43 auf 42 Arten, die Zahl der **EPT-Taxa** verringerte sich etwas stärker von 22 auf 15 Arten. Relativ deutlich stieg der Anteil der als **halotolerant eingestuft**en Arten.

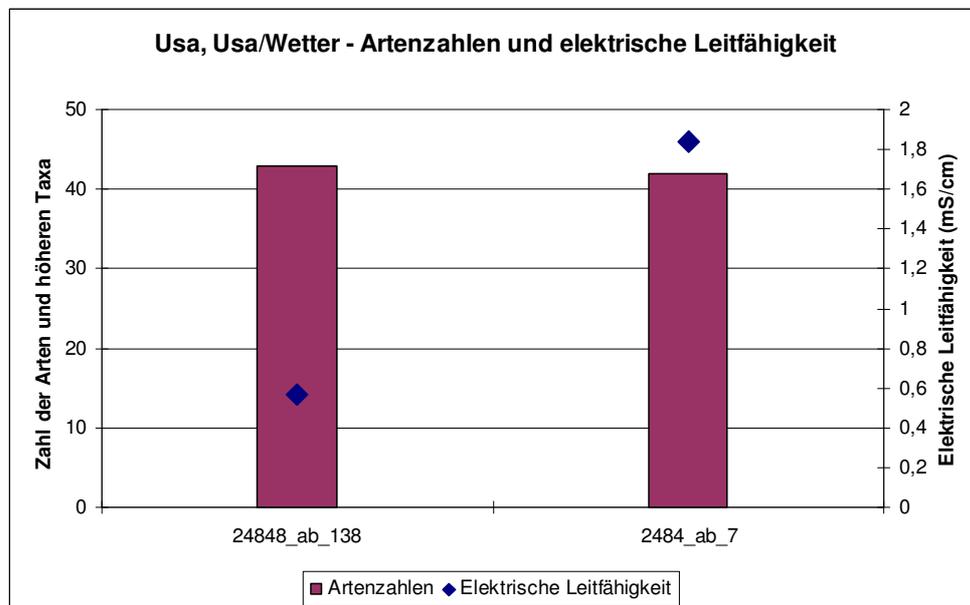


Abbildung 34: Artenzahlen und elektrische Leitfähigkeit an der Usa. Probennahme: 20.04.2010

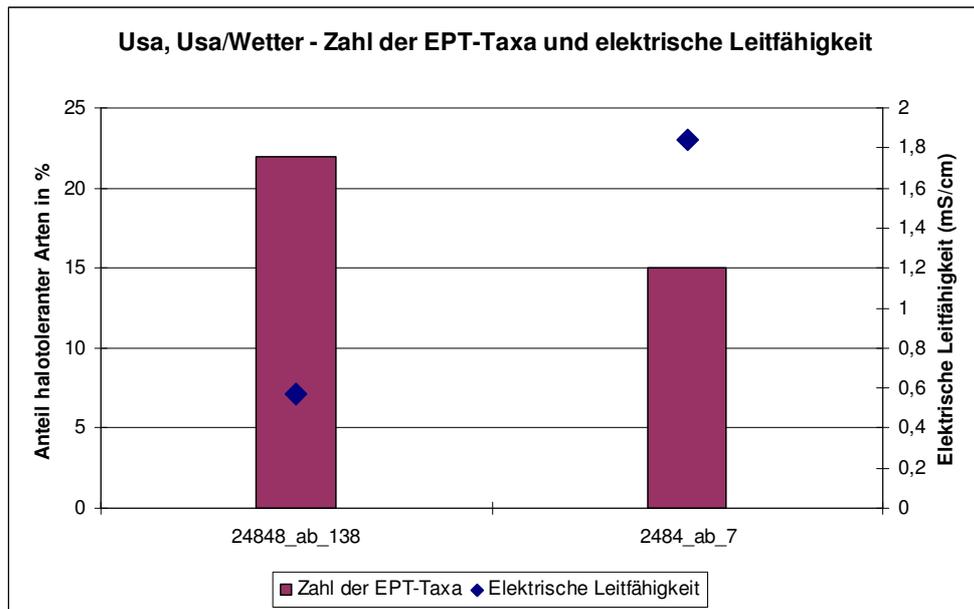


Abbildung 35: Zahl der EPT-Taxa und elektrische Leitfähigkeit an der Usa. Probennahme: 20.04.2010

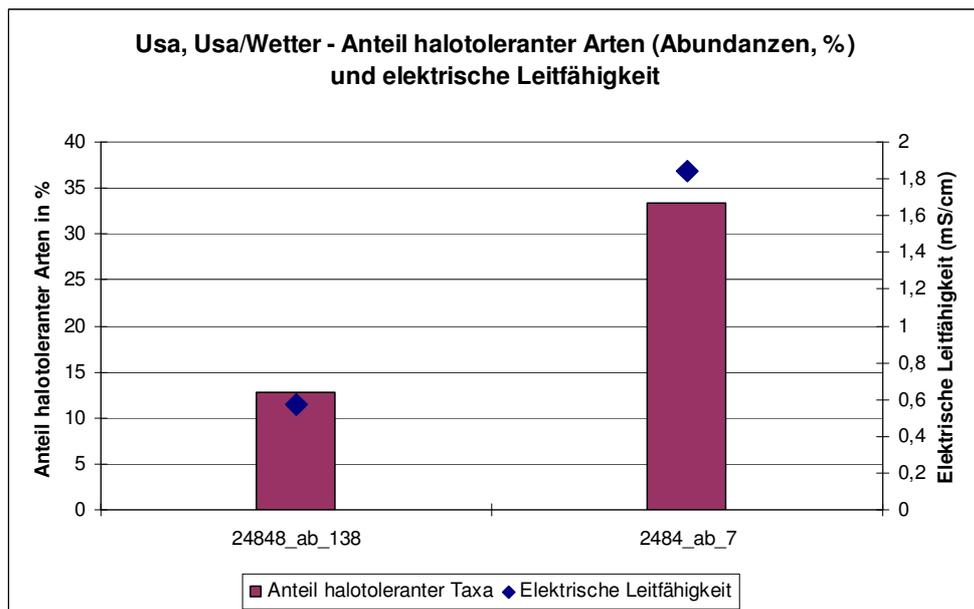


Abbildung 36: Anteil halotoleranter Arten und elektrische Leitfähigkeit an der Usa. Probennahme: 20.04.2010

Dominante Art im oligohalinen Abschnitt der Usa war die Amphipodenart *Gammarus roeseli*, die an Probestelle 24848_ab_138 nur mit geringeren Individuenzahlen als die beiden anderen Arten *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* austrat. Die am mäßig belasteten unteren Sulzbach häufige Eintagsfliegenart *Baetis rhodani* fand sich in der Usa nur im nicht salzbelasteten Mittellauf. An Probestelle 2484_ab_7 wurde die Art durch die bevorzugt im Hyporhithral und Epipotamal lebende Art *Baetis buceratus* verdrängt, die somit ebenso wie *Baetis rhodani* oligohaline Verhältnisse toleriert.

Ebenso wie am Sulzbach traten auch an der oligohalinen Usa/Wetter Käfer der Gattung *Elmis* auf. Dominante Käferart war hier jedoch die Art *Oulimnius tuberculatus* mit insgesamt 94 Individuen (zzgl. 90 nicht exakt determinierte Tiere, *Oulimnius sp.*).

Die sowohl in der Solz als zum Teil auch im Sulzbach in den salzbelasteten Bereichen häufigen Neozoen *Proasellus coxalis* und *Potamopyrgus antipodarum* fehlten in der Usa vollständig. Neben den genannten Arten wurde die Makrozoobenthos-Zönose der Usa im oligohalinen Bereich vor allem durch Vertreter der Insektenfamilie *Chironomidae* geprägt.

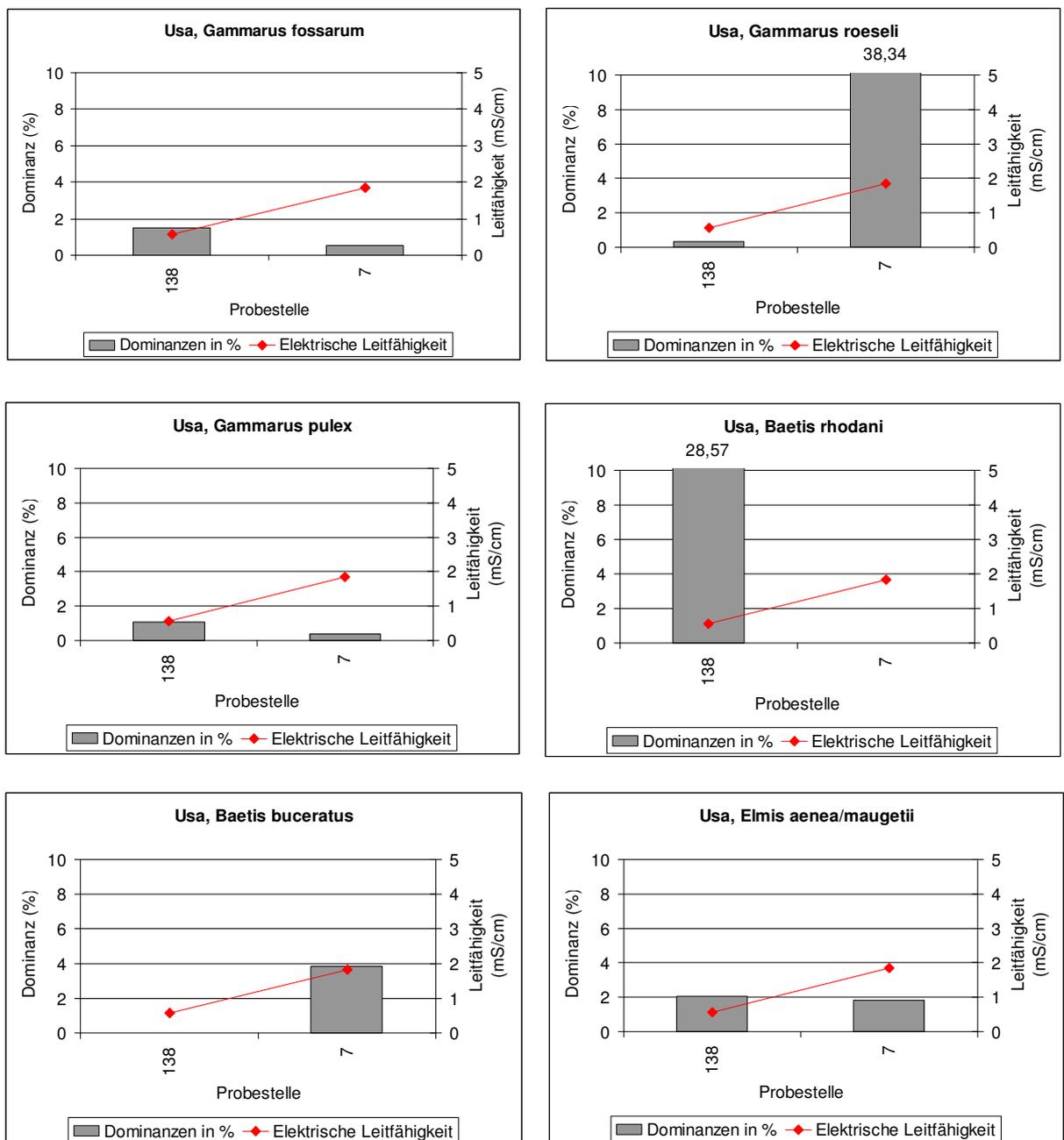


Abbildung 37: Verteilung ausgewählter Arten an den Probestellen in der Usa bzw. Usa/Wetter

Bei der Bewertung der Veränderungen im Artenspektrum der Makrozoobenthos-Zönose ist insbesondere an der Usa zu berücksichtigen, dass die beprobten Gewässerabschnitte relativ weit auseinander liegen und unterschiedlichen Gewässertypen zuzuordnen sind. Die Usa bei Gewässerabschnitt 138 weist eine von der Usa/Wetter (Abschnitt 7) deutlich unterschiedliche Abfluss-Charakteristik, vermutlich eine weitgehend unterschiedliche Belastungssituation mit organischen Materialien und Nährstoffen (vgl. z.B. Kap. 5.1.1 und 5.2.1) sowie eine abweichende Gewässerstruktur auf. In Folge dessen ist eine klare Zuordnung der festgestellten Veränderungen der Zönose zu nur einem Parameter, dem Salzgehalt, nur sehr eingeschränkt möglich.

6.3.3.2 Usa, Saprobienindex und Salzbelastung

Wie an den anderen untersuchten Fließgewässern steigt an der Usa der Saprobienindex mit der steigenden Salzbelastung des Gewässers. Anders als an der Solz und dem Sulzbach weisen die beiden untersuchten Probestellen jedoch auch deutlichere Veränderungen anderer Parameter auf. So war der Anteil des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) an der salzbelasteten Probestelle im Unterlauf der Usa mehr als doppelt so hoch, wie an der Probestelle oberhalb des Salzzuflusses; der BSB₅ war ebenfalls höher als an der oberhalb gelegenen Probestelle in der Mittleren Usa (2,7 zu 2,1 mg/l). Schließlich liegt Probestelle 2484_ab_7 bereits unterhalb der Einmündung in die abflussreiche Wetter und weist hinsichtlich Abflussdynamik, Strukturierung und physikochemischer Parameter stark abweichende Bedingungen auf. In Folge dessen kann ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Salzbelastung und Saprobienindex trotz der scheinbaren gleichartigen Entwicklung der beiden Parameter nicht hergestellt werden.

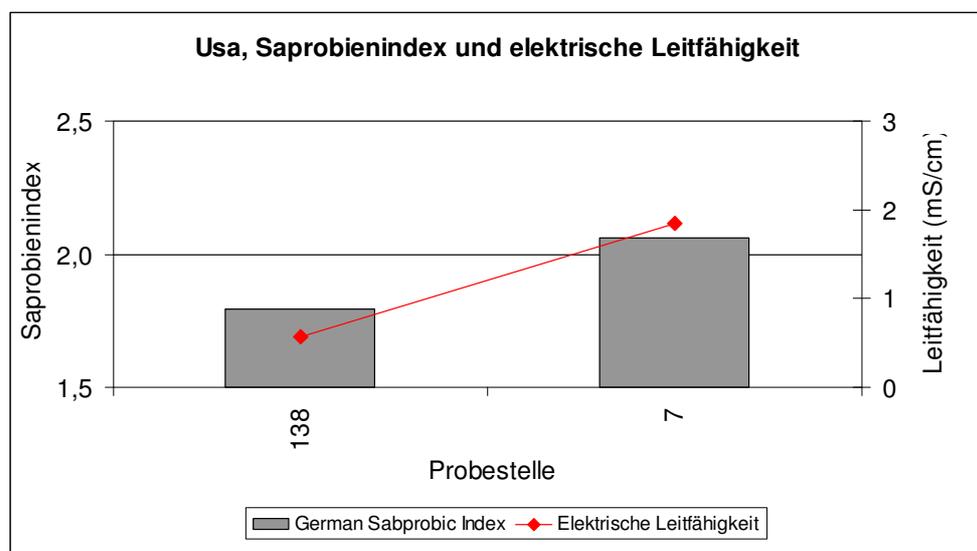


Abbildung 38: Saprobieindex und elektrische Leitfähigkeit in der Usa.

7 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse biologischer und physikochemischer Parameter in den in Teilabschnitten salzbelasteten Fließgewässern Solz, Usa und Sulzbach lassen auf Grund der nur einmaligen Untersuchung der physikochemischen Parameter keine statistisch abgesicherten eindeutigen Aussagen zu. Sie geben jedoch Hinweise auf folgende Zusammenhänge:

- Bei einer relativ hohen Salzbelastung (elektrische Leitfähigkeit 3,85 bis 4,3 mS/cm) in Verbindung mit hohen Magnesiumkonzentrationen (67,7 bis 75 mg/l) wie in der Solz besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen Artenzahl und Salzbelastung. Dieser Zusammenhang ist bei einer etwas geringeren Salzbelastung (2,71 bis 3,11 mS/cm) in Verbindung mit einer deutlich geringeren Magnesiumbelastung (15,2 bis 22 mg/l) erheblich weniger ausgeprägt und bei weiter sinkenden Salzbelastungen unterhalb von 1,5 mS/cm, wie am unteren Sulzbach, nicht mehr erkennbar.
- Die Zahl der EPT-Taxa vermindert sich in Folge des Salzzuflusses bei elektrischen Leitfähigkeiten über 2,71 mS/cm im Sulzbach und über 3,85 mS/cm in der Solz deutlich. Bei Leitfähigkeiten unter 1,5 mS/cm ist im Sulzbach keine deutliche Veränderung der Zahlen der EPT-Taxa mehr erkennbar; die sinkende Zahl der Arten aus dieser Gruppe an den beiden Probestellen 24898_ab_4 und 24898_ab_11 dürften in erster Linie eine Folge der sehr ungünstigen Gewässerstruktur sein. In der Usa führt eine Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit auf 1,84 mS/cm zu einem zwar deutlichen Rückgang der Anzahl der EPT-Arten, der jedoch auch andere Ursachen wie zum Beispiel die erhöhte organische Belastung und den abweichenden Gewässertyp haben kann.
- Die Anzahl der Individuen der als halotolerant eingestuftten Arten und höheren Taxa (vgl. Tabelle 1 und Tabelle 2) steigt in allen untersuchten Gewässern deutlich mit dem Salzgehalt. Ein abweichendes Ergebnis liefert nur die gering salzbelastete Probestelle 24898_ab_97 (Sulzbach), an der auf Grund des Massenvorkommens der im vorliegenden Fall zwar als halotolerant eingestuftten, jedoch zu unspezifischen Dipterenfamilie *Chironomidae* ebenfalls eine hohe Individuenzahl "salztoleranter" Arten auftrat.
- Zwischen Salzbelastung und dem mit PERLODES ermittelten Saprobienindex kann an der Solz und dem Sulzbach ein deutlicher Zusammenhang hergestellt werden. Die Ergebnisse liefern Hinweise darauf, dass die erhöhte organische Belastung durch das Auftreten zusätzlicher Arten mit hohem Saprobiewert (z.B. *Proasellus coxalis*, *Potamopyrgus antipodarum*) und das Ausfallen limnischer Reinwasserarten (z.B. *Gammarus fossarum*, limnische EPT-Arten) nur "vorgetäuscht" wird.

Zur Absicherung der genannten Ergebnisse sind zusätzliche Untersuchungen insbesondere der physikochemischen Parameter, aber auch der biologischen Parameter notwendig. Gerade bei den chemischen Messungen können ansonsten zufällige vom durchschnittlichen Zustand deutlich abweichende Messwerte, die das Ergebnis und die darauf fußenden Aussagen verfälschen, nicht ausgeschlossen werden.

Witzenhausen, den 03.08.2011

.....

Ort, Datum



.....

Unterschrift

**Anhang: Liste der Makrozoobenthosarten der
untersuchten Fließgewässer**

Anhang, Tabelle 1: Artenliste Makrozoobenthos Solz, April 2010. Zahlenangaben: Individuenzahlen

Fließrichtung



ID ART	TAXON NAME	Probestellen mit erhöhter Salzbelastung (el. Leitfähigkeit: über 3,85 mS/cm)				Probestellen ohne erhöhte Salzbelastung (el. Leitfähigkeit: max. 0,859 mS/cm)			
		Probestellen Solz mit weitgehender oder kompletter Vermischung Süß- und Salzwasser			Probestelle Solz in Süßwasserfahne	Probestellen an der Solz		Probestellen an Nebenbächen der Solz	
		Solz 42712 ab 26	Solz 42712 ab 36	Solz 42712 ab 49	Solz 42712 ab 61	Solz 42712 ab 100	Solz 42712 ab 137	Solz 427122 ab 12	427128 ab 18
4409	Alainitis muticus	0	0	0	0	0	0	0	1
4293	Amphinemura sp.	0	0	0	0	0	0	0	2
4300	Anabolia nervosa	0	1	0	0	0	0	0	0
12960	Anacaena bipustulata Ad.	0	0	0	1	0	0	0	0
4310	Ancylus fluviatilis	0	0	0	0	1	1	0	1
4327	Anomalopterygella chauviniana	0	0	0	0	6	0	0	0
4330	Antocha sp.	0	0	0	0	1	3	0	0
8691	Asellus aquaticus	0	0	0	0	0	1	0	0
4363	Atherix ibis	0	0	2	5	40	51	0	0
4415	Baetis rhodani	3	8	10	67	30	95	59	159
4419	Baetis sp.	0	3	4	8	4	15	22	33
4487	Brachyptera risi	0	0	0	0	0	0	0	15
4489	Brachyptera sp.	0	0	0	0	0	0	0	8
8850	Centroptilum luteolum	0	0	0	0	1	2	8	0
14768	Ceratopogoninae / Palpomyiinae Gen. sp.	1	0	1	0	0	0	1	1
10370	Chaetopterygini / Stenophylacini Gen. sp.	1	1	0	10	32	4	14	53
4639	Cheumatopsyche lepida	0	0	0	1	0	0	0	0
4642	Chironomidae Gen. sp.	60	30	30	37	64	19	12	38
4644	Chironomini Gen. sp.	0	2	0	2	0	4	1	16
14467	Chrysopilus sp.	0	0	1	0	0	0	0	0
19847	Clinocerinae Gen. sp.	11	1	3	5	5	7	0	0
4955	Dicranota sp.	0	0	1	1	3	0	7	23
8427	Dolichopodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	1
20153	Drusus annulatus	0	0	0	0	0	0	0	1
5018	Dugesia gonocephala	0	0	0	0	0	1	8	4
5021	Dugesia sp.	0	0	0	0	0	0	0	5
5053	Ecdyonurus sp.	0	0	0	0	0	0	0	1
5059	Ecdyonurus venosus-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	1
5075	Eiseniella tetraedra	0	0	0	0	0	0	0	1
20169	Elmis aenea / maugetii / rietscheli / rioloides Ad.	1	1	0	21	16	11	25	47
12066	Elmis aenea Ad.	0	0	0	2	1	7	18	0
12068	Elmis maugetii Ad.	1	0	0	11	12	1	0	0
5095	Elmis sp. Lv.	0	0	0	0	0	1	0	0
5418	Elodes sp. Lv.	0	0	0	1	0	0	18	6
9654	Eloeophila sp.	0	0	0	0	0	0	9	4
5124	Ephemera danica	0	0	0	11	15	6	4	4
5128	Ephemera sp.	0	0	0	10	16	1	10	3
5135	Ephemerella mucronata	0	0	0	0	0	0	0	1
5159	Erpobdella octoculata	1	0	0	2	1	0	0	0
5160	Erpobdella sp.	1	0	0	2	0	1	0	0
5157	Erpobdella vilnensis	0	0	0	1	0	0	0	0
5288	Gammarus fossarum	0	0	0	0	0	3	456	87
5291	Gammarus pulex	5	0	1	9	5	2	883	85
5293	Gammarus sp.	4	0	0	15	12	10	107	162
5304	Glossiphonia complanata	3	0	0	0	0	2	5	0
9981	Goeridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	2
5370	Habrophlebia lauta	0	0	0	0	8	7	0	0
5378	Halesus cf. tessellatus	3	3	0	16	0	0	0	0
5378	Halesus radiatus	0	1	0	1	0	4	3	0
5378	Halesus sp.	0	1	0	0	36	3	12	13
5514	Hydraena gracilis Ad.	0	0	0	1	1	0	0	94
5531	Hydraena sp. Ad.	0	2	0	0	0	3	1	0

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Anhang, Tabelle 1: Artenliste Makrozoobenthos Solz, April 2010. Zahlenangaben: Individuenzahlen

		← Fließrichtung							
		Probestellen mit erhöhter Salzbelastung				Probestellen ohne erhöhte Salzbelastung			
		Probestellen Solz mit weitgehender oder kompletter Vermischung Süß- und Salzwasser			Probestelle Solz in Süßwasserfahne	Probestellen an der Solz		Probestellen an Nebenbächen der Solz	
ID ART	TAXON NAME	Solz 42712_ab_26	Solz 42712_ab_36	Solz 42712_ab_49	Solz 42712_ab_61	Solz 42712_ab_100	Solz 42712_ab_137	Solz 427122_ab_12	427128_ab_18
5598	Hydropsyche instabilis	0	0	0	0	1	4	0	0
5604	Hydropsyche siltalai	2	0	0	43	15	24	0	0
5605	Hydropsyche sp.	0	0	0	1	0	15	0	0
5673	Isoperla sp.	0	0	0	1	0	0	0	0
5713	Lasiocephala basilis	0	0	0	9	15	36	0	9
6309	Leptophlebia submarginata	0	0	0	0	4	0	1	0
13126	Limnephilini Gen. sp.	0	1	0	0	0	0	1	0
13126	Limnephilus cf. germanus	0	3	0	0	0	0	0	0
13126	Limnephilus lunatus	1	0	0	0	0	0	0	0
5853	Limnius sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	8
12094	Limnius volckmari Ad.	0	0	0	0	0	0	0	10
7490	Lumbriculidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	1	0	0
10310	Melampophylax mucoreus	0	0	0	0	1	0	1	0
20200	Naididae / Tubificidae Gen. sp.	2	2	0	0	0	0	6	2
14793	Nebrioporus depressus	2	2	0	4	0	0	0	0
6108	Nemoura sp.	0	0	0	0	0	0	1	0
8736	Oligochaeta Gen. sp.	3	20	9	0	0	1	5	2
6200	Orectochilus (Orectochilus) villosus Lv.	0	0	0	0	0	0	0	3
12010	Oreodytes sanmarkii Ad.	0	0	0	1	0	0	0	0
12104	Oulimnius sp. Ad.	0	0	0	2	1	0	0	0
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	0	1	0	1	1	0	0	2
6403	Pilaria sp.	0	4	0	1	0	0	4	0
6425	Pisidium sp.	1	0	0	0	0	3	0	0
6447	Plectrocnemia conspersa	0	0	0	0	0	0	1	0
6468	Polycentropus flavomaculatus	0	0	0	6	0	2	0	0
6521	Potamophylax cingulatus	0	0	0	0	0	0	0	1
7346	Potamophylax latipennis / luctuosus	0	0	0	0	0	0	1	0
8251	Potamopyrgus antipodarum	19	105	12	25	0	1	0	0
8703	Proasellus coxalis	18	52	24	12	0	0	0	0
6583	Prodiamesa olivacea	2	0	0	1	1	2	8	0
6591	Prosimulium sp.	3	2	12	2	2	0	0	32
6616	Protonemura sp.	0	0	0	0	0	0	0	25
7492	Ptychoptera sp.	0	0	0	0	0	0	31	0
16959	Radix balthica	0	3	1	4	8	11	0	0
6745	Rhithrogena semicolorata-Gr.	0	0	0	0	0	0	0	280
6747	Rhithrogena sp.	0	0	0	0	0	0	0	25
13965	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	0	0	0	3	0	0	0	3
6765	Rhyacophila fasciata	0	0	0	0	0	0	0	4
6772	Rhyacophila nubila	0	0	0	10	2	1	0	0
6795	Rhypholophus sp.	0	0	0	0	0	0	0	3
12117	Riolus sp. Ad.	0	0	0	0	0	3	9	0
12118	Riolus subviolaceus Ad.	0	0	0	0	0	1	6	0
6818	Sericostoma sp.	0	0	0	2	13	5	0	18
6821	Sialis fuliginosa	0	0	0	0	0	0	4	0
6823	Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	2	0
6834	Silo pallipes	0	0	0	0	1	0	0	0
6835	Silo piceus	0	0	0	1	1	0	0	1
6853	Simulium sp.	0	4	7	1	3	1	1	273
8761	Stratiomyidae Gen. sp.	0	0	1	0	0	0	0	0
6935	Stylodrilus heringianus	0	0	0	0	0	1	0	0
6972	Tanypodinae Gen. sp.	5	1	11	58	78	86	14	59
6977	Tanytarsini Gen. sp.	0	0	0	0	1	0	6	8
7069	Tinodes waeneri	0	0	0	0	0	0	0	0
7077	Tipula sp.	0	1	0	0	1	0	0	1
7083	Torleya major	0	0	8	35	31	70	0	0

Anhang, Tabelle 2: Artenliste Makrozoobenthos Sulzbach, April 2010. Zahlenangaben: Individuenzahlen

Fließrichtung

←

ID_ART	TAXON NAME	Probestellen mit mäßig erhöhter Salzbelastung (Elektrische Leitfähigkeit bis 1,801 mS/cm)				Probestellen mit deutlich erhöhter Salzbelastung (Elektrische Leitfähigkeit bis 3,11 mS/cm)		Probestellen ohne Salzbelastung (Elektrische Leitfähigkeit bis 0,416 mS/cm)		
		Sulzbach 24898_ab_4	Sulzbach 24898_ab_11	Sulzbach 24898_ab_22	Sulzbach 24898_ab_28	Sulzbach 24898_ab_46	Sulzbach 24898_ab_64	Sulzbach 24898_ab_87	Sulzbach 24898_ab_97	Sulzbach 24898_ab_109
4310	Ancylus fluviatilis	0	0	2	0	0	1	0	0	0
4330	Antocha sp.	4	1	11	1	0	0	0	0	1
8691	Asellus aquaticus	2	2	0	57	1	6	0	0	0
4415	Baetis rhodani	87	42	57	54	2	2	34	7	30
4419	Baetis sp.	18	12	8	21	0	0	9	0	5
4487	Brachyptera risi	0	0	0	0	0	0	1	0	0
4531	Calopteryx sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0
4530	Calopteryx splendens	0	0	0	2	0	0	0	0	0
4532	Calopteryx virgo	0	0	0	2	0	0	0	0	0
14768	Ceratopogoninae / Palpomyiinae Gen. sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0
10370	Chaetopterygini / Stenophylacini Gen. sp.	0	1	3	5	0	0	9	12	33
4624	Chaetopteryx major	0	0	0	0	0	0	11	2	59
4642	Chironomidae Gen. sp.	395	287	697	87	284	334	3	217	4
4644	Chironomini Gen. sp.	1	0	10	0	7	91	0	1	1
4740	Cordulegaster boltonii	0	0	0	0	0	0	0	0	1
4877	Cyrnus trimaculatus	0	0	0	1	0	0	0	0	0
4955	Dicranota sp.	0	3	0	0	1	0	0	3	4
8427	Dolichopodidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0
5018	Dugesia gonocephala	0	0	0	0	0	0	1	0	23
5021	Dugesia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	11
5075	Eiseniella tetraedra	1	7	1	0	0	0	0	0	0
5083	Electrogena sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	5
5084	Electrogena ujhelyii	0	0	0	0	0	0	8	0	7
20169	Elmis aenea / maugetii / rietscheli / rioloides Ad.	0	40	69	129	1	0	0	0	0
12066	Elmis aenea Ad.	0	3	2	25	0	0	2	0	0
12068	Elmis maugetii Ad.	0	44	68	117	1	0	0	0	0
5095	Elmis sp. Lv.	0	7	33	22	0	0	0	0	2
5418	Elodes sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	11	6	46
9654	Eloeophila sp.	0	0	0	0	1	0	0	5	2
5159	Erpobdella octoculata	0	0	4	0	0	0	0	0	0
5160	Erpobdella sp.	0	0	2	2	1	0	0	0	0
5157	Erpobdella vilnensis	1	1	0	5	3	3	1	0	0
5288	Gammarus fossarum	14	8	25	44	56	1	1012	46	568
5291	Gammarus pulex	2	6	8	41	25	1	16	4	0
5292	Gammarus roeseli	2	3	2	127	62	0	0	0	0
5293	Gammarus sp.	17	17	54	142	66	3	380	68	584
5304	Glossiphonia complanata	0	0	0	1	1	0	0	0	0
5318	Glyptotaelius pellucidus	0	0	0	1	0	0	0	0	0
5401	Haploutaxis gordioides	0	1	0	0	0	0	0	0	0
5367	Habroleptoides confusa	0	0	0	0	0	0	1	1	0
5373	Haemopsis sanguisuga	0	0	0	0	0	1	0	0	0
5378	Halesus radiatus	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5378	Halesus sp.	0	0	0	0	0	0	7	6	0
5413	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	2	0	0	0

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Anhang, Tabelle 2: Artenliste Makrozoobenthos Sulzbach, April 2010. Zahlenangaben: Individuenzahlen

		← Fließrichtung								
ID ART	TAXON NAME	Probestellen mit mäßig erhöhter Salzbelastung (Elektrische Leitfähigkeit bis 1,801 mS/cm)				Probestellen mit deutlich erhöhter Salzbelastung (Elektrische Salzbelastung)		Probestellen ohne Salzbelastung (Elektrische Leitfähigkeit bis 0,416 mS/cm)		
		Sulzbach 24898_ab_4	Sulzbach 24898_ab_11	Sulzbach 24898_ab_22	Sulzbach 24898_ab_28	Sulzbach 24898_ab_46	Sulzbach 24898_ab_64	Sulzbach 24898_ab_87	Sulzbach 24898_ab_97	Sulzbach 24898_ab_109
5442	Hemerodromia sp.	3	0	0	1	1	3	0	0	0
5514	Hydraena gracilis Ad.	0	0	1	5	0	0	0	0	5
5531	Hydraena sp. Ad.	0	0	0	6	0	0	0	0	6
5588	Hydropsyche angustipennis	0	0	0	0	2	0	0	0	0
5598	Hydropsyche instabilis	0	0	3	11	0	0	0	1	0
13023	Hydropsyche pellucidula-Gr.	0	4	7	4	0	0	0	0	0
5602	Hydropsyche saxonica	0	0	0	0	0	0	1	0	0
5604	Hydropsyche siltalai	0	0	4	0	0	0	0	0	0
5605	Hydropsyche sp.	0	13	43	11	0	0	1	0	0
5673	Isoperla sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0
13126	Limnophilus cf. germanus	0	0	0	4	0	0	0	0	0
12092	Limnius perrisi Ad.	0	0	0	0	0	0	0	0	1
5853	Limnius sp. Lv.	0	10	17	47	0	0	1	0	0
12094	Limnius volckmari Ad.	0	7	18	53	0	0	0	0	1
7490	Lumbriculidae Gen. sp.	1	0	0	0	1	1	1	0	2
10310	Melampophylax mucoreus	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20200	Naididae / Tubificidae Gen. sp.	0	7	3	14	0	34	0	8	0
6108	Nemoura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1
6113	Nemurella pictetii	0	0	0	0	0	0	0	0	1
6176	Oecismus monedula	0	0	0	0	0	0	0	0	6
8736	Oligochaeta Gen. sp.	1	2	4	0	3	151	0	6	4
12104	Oulimnius sp. Ad.	0	4	1	9	0	0	0	0	0
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	0	0	6	4	1	0	0	0	0
6395	Physa fontinalis	0	0	0	1	10	1	0	0	0
6403	Pilaria sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0
6447	Plectrocnemia conspersa	0	0	0	0	0	0	11	6	2
6521	Potamophylax cingulatus	0	0	0	0	0	0	2	2	8
7346	Potamophylax latipennis / luctuosus	0	0	0	0	0	0	0	0	2
8251	Potamopyrgus antipodarum	0	0	0	2	5	1	0	0	0
8703	Proasellus coxalis	0	5	0	0	31	83	1	5	0
6583	Prodiamesa olivacea	3	5	2	3	2	14	4	25	12
6591	Prosimulium sp.	0	0	0	2	0	0	0	0	0
6647	Pseudopsilopteryx zimmeri	0	0	0	0	0	0	0	0	1
6661	Psychomyia pusilla	0	0	6	1	0	0	0	0	0
7492	Ptychoptera sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	3
6765	Rhyacophila fasciata	0	0	1	4	0	0	7	2	0
6772	Rhyacophila nubila	0	1	4	3	8	0	0	0	0
6818	Sericostoma sp.	0	0	0	0	0	0	1	1	2
6821	Sialis fuliginosa	0	0	0	0	0	0	0	0	2
6853	Simulium sp.	1	0	0	1	0	5	11	0	20
6972	Tanypodinae Gen sp.	17	47	25	27	193	222	0	9	1
6977	Tanytarsini Gen sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	3
7069	Tinodes waeneri	0	0	0	0	2	0	0	0	0
7077	Tipula sp.	1	1	1	0	0	0	0	1	0
20204	Niphargus / Crangonyx sp.	0	0	0	0	0	0	0	2	0

Anhang, Tabelle 3: Makrozoobenthos Usa, April 2010. Zahlenangaben: Individuenzahlen

Fließrichtung →

ID_ART	TAXON_NAME	Probestelle ohne erhöhte Salzbelastung (el. Leitfähigkeit 0,569 mS/cm)	Probestelle mit erhöhter Salzbelastung (el. Leitfähigkeit 1,84 mS/cm)
		Usa 24848_ab_138	Usa / Wetter 2484_ab_7
4300	Anabolia nervosa	0	1
12960	Anacaena bipustulata Ad.	0	0
4310	Ancylus fluviatilis	0	1
4336	Aphelocheirus aestivalis	0	30
8691	Asellus aquaticus	0	5
4388	Baetis buceratus	0	52
4415	Baetis rhodani	266	0
4419	Baetis sp.	50	21
4427	Baetis vernus	0	1
4530	Calopteryx splendens	0	1
8850	Centroptilum luteolum	3	0
14768	Ceratopogoninae / Palpomyiinae Gen sp.	0	1
10370	Chaetopterygini / Stenophylacini Gen. sp.	5	0
4624	Chaetopteryx major	0	0
4639	Cheumatopsyche lepida	0	34
4642	Chironomidae Gen. sp.	78	252
4644	Chironomini Gen. sp.	0	1
4955	Dicranota sp.	23	3
5053	Ecdyonurus sp.	5	0
5059	Ecdyonurus venosus-Gr.	16	0
20169	Elmis aenea / maugetii / rietscheli / rioloides Ad.	19	16
12066	Elmis aenea Ad.	0	1
12068	Elmis maugetii Ad.	0	8
5095	Elmis sp. Lv.	2	2
5124	Ephemera danica	57	0
5128	Ephemera sp.	30	0
5159	Erpobdella octoculata	1	3
5288	Gammarus fossarum	14	7
5291	Gammarus pulex	10	5
5292	Gammarus roeseli	3	521
5293	Gammarus sp.	64	16
5367	Habroleptoides confusa	24	0
5373	Halesus cf. tessellatus	1	5
5457	Heptagenia sulphurea	0	3
5514	Hydraena gracilis Ad.	1	0
5531	Hydraena sp. Ad.	1	0
5588	Hydropsyche angustipennis	0	0
5592	Hydropsyche contubernalis	0	6
7190	Hydropsyche exocellata	0	1
13023	Hydropsyche pellucidula-Gr.	1	13
5604	Hydropsyche siltalai	13	0
5605	Hydropsyche sp.	0	18
5673	Isoperla sp.	7	0
5723	Lepidostoma hirtum	1	0

Fortsetzung der Tabelle auf der nächsten Seite

Anhang, Tabelle 3: Makrozoobenthos Usa, April 2010. Zahlenangaben: Individuenzahlen

Fließrichtung →

		Probestelle ohne erhöhte Salzbelastung (el. Leitfähigkeit 0,569 mS/cm)	Probestelle mit erhöhter Salzbelastung (el. Leitfähigkeit 1,84 mS/cm)
ID_ART	TAXON_NAME	Usa 24848_ab_138	Usa / Wetter 2484_ab_7
5853	Limnius sp. Lv.	3	1
12094	Limnius volckmari Ad.	3	2
8847	Lype sp.	0	1
20200	Naididae / Tubificidae Gen. sp.	16	55
8736	Oligochaeta Gen. sp.	0	15
6182	Oligoneuriella rhenana	0	0
6200	Orectochilus (Orectochilus) villosus Lv.	1	0
12104	Oulimnius sp. Ad.	0	90
12105	Oulimnius tuberculatus Ad.	5	94
6468	Polycentropus flavomaculatus	3	2
6469	Polycentropus irroratus	1	0
6510	Potamanthus luteus	0	15
6583	Prodiamesa olivacea	0	18
6591	Prosimulium sp.	28	0
6661	Psychomia pusilla	0	9
6745	Rhithrogena semicolorata-Gr.	33	0
6747	Rhithrogena sp.	4	0
13965	Rhyacophila (Rhyacophila) sp.	8	0
9755	Rhyacophila dorsalis-Gr.	10	0
6834	Silo pallipes	1	0
6853	Simulium sp.	2	0
6882	Sphaerium corneum	0	1
6977	Tanytarsini Gen sp.	4	0
7077	Tipula sp.	2	7
7083	Torleya major	15	0