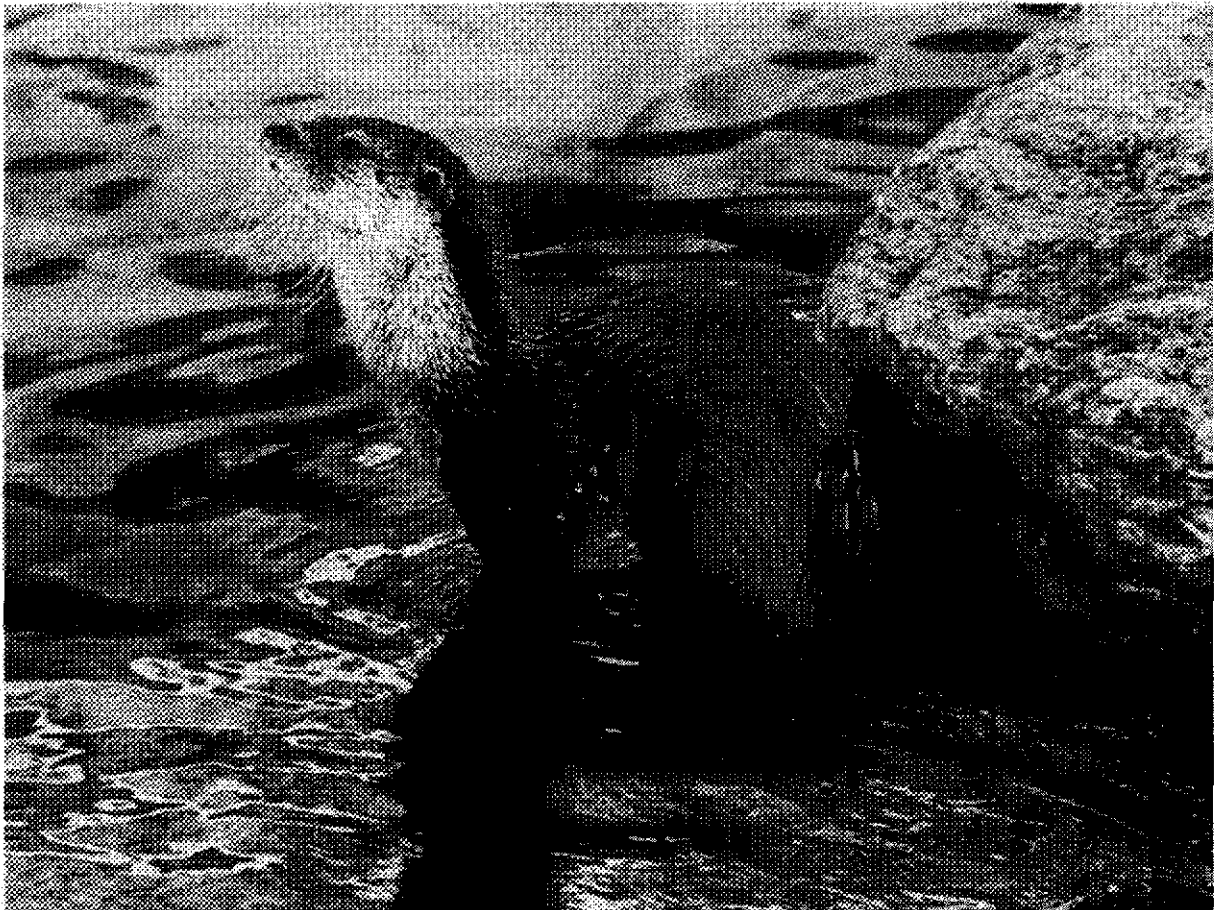




Das Ende des Fischotters in der Schweiz



**Herausgegeben vom
Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)
Bern, Oktober 1990**



Das Ende des Fischotters in der Schweiz

**Schlussbericht der "Fischottergruppe Schweiz",
1984-1990, einer Arbeitsgruppe unter Leitung
des BUWAL, verfasst von Darius Weber**

**Herausgegeben vom
Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)
Bern, Oktober 1990**

Redaktion und Gestaltung:
HINTERMANN & WEBER AG
Öko-Logische Beratung Planung Forschung
Hauptstrasse 44, CH - 4153 Reinach

Foto Titelseite : Klaus Robin

Bezugsquelle: Dokumentationsdienst
Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
3003 Bern

Preis : Fr. 15.--

Abstracts

The end of the otter in Switzerland

From 1984 to 1990, the otter group Switzerland discussed the possibilities to re-establish a viable population (at least 50 individuals) of freelifving otters (*Lutra lutra*) in Switzerland. Hereby the actual distribution of otters, their habitat requirements, possible causes of the decline and the feasibility of re-introductions were studied. The results of this work are as follows:

1. The otter is now extinct in Switzerland.
2. In spite of considerable habitat destruction there are still several regions which match the needs of a small otter population.
3. Captive breeding success in zoos would allow re-introduction projects without otters caught in the wild.
4. The PCB- (polychlorinated biphenyl-) levels in fish from Switzerland are generally several times higher than those which would allow reproduction of the otter.

Switzerland has to be considered as a country where viable otter populations cannot exist now and in the foreseeable future, because PCB levels in fish are much too high. This conclusion is independent of the fact that we do not exactly know, whether and to which extent other factors have also contributed to the decline of the otter in Switzerland. The goal of the otter group is not achievable and therefore the group stops its activities.

Das Ende des Fischotters in der Schweiz

Zwischen 1984 und 1990 beschäftigte sich die Fischottergruppe Schweiz mit den Möglichkeiten zur Schaffung einer Population von mindestens 50 freilebenden Fischottern (*Lutra lutra*) in der Schweiz. Die aktuelle Verbreitung der Art in der Schweiz, ihre Ansprüche an den Lebensraum, mögliche Gründe für den Bestandsrückgang und die Möglichkeiten einer Wiedereinbürgerung von Fischottern wurden geprüft. Dabei ergaben sich die folgenden Resultate:

1. Der Fischotter ist in der Schweiz ausgestorben.
2. Obwohl viele Lebensräume zerstört sind, gäbe es in der Schweiz noch ausreichend Lebensraum für eine kleine Fischotterpopulation.
3. Dank der Züchterfolge in den Zoos stünden genügend Tiere für Aussetzungen zur Verfügung.
4. Die Belastung der schweizerischen Fische mit PCBs (polychlorierten Biphenylen) ist generell so hoch, dass die Reproduktion freilebender Fischotterpopulationen unmöglich erscheint.

Obwohl nicht klar ist, welche Rolle PCBs bei der Ausrottung der schweizerischen Fischotter gespielt haben, macht die heutige PCB-Belastung die Wiederbesiedlung der Schweiz durch den Fischotter in den nächsten Jahrzehnten unmöglich. Die Fischottergruppe hält daher ihr Ziel für vorläufig unerreichbar und beendet ihre Aktivitäten.

La fin de la Loutre en Suisse

Entre 1986 et 1990, le groupe Loutre suisse s'est intéressé aux possibilités de créer une population d'au moins 50 Loutres (*Lutra lutra*) en Suisse. On a étudié la présence actuelle de l'espèce en Suisse, ses exigences écologiques, les raisons possibles de son déclin et les chances d'une réintroduction éventuelle. En résumé, voici les principaux résultats:

1. La Loutre a disparu de Suisse.
2. Bien que beaucoup d'habitats aient été détruits, il en existerait encore suffisamment pour abriter une petite population de Loutres.
3. Grâce aux élevages entrepris dans les jardins zoologiques, il y aurait assez d'individus à disposition pour des lâchers.
4. La contamination générale des poissons suisses avec des PCBs (biphényles polychlorés) est si importante, que la reproduction d'une population de Loutres semble impossible en Suisse.

Quoique le rôle des PCB dans le déclin des loutres suisses reste à discuter, la contamination actuelle des poissons avec des PCBs rend la recolonisation de la Suisse par la Loutre impossible pendant les prochaines décennies. Pour cela, le groupe Loutre suisse voit son but irréalisable pour l'instant et abandonne ses activités.

La fine della lontra in Svizzera

Tra il 1984 ed il 1990 il "gruppo lontra Svizzera" si è occupato della possibilità di creare una popolazione di almeno 50 lontrre (*Lutra lutra*) allo stato selvatico in Svizzera. Sono state esaminate l'attuale propagazione della specie in Svizzera, le sue esigenze riguardo allo spazio vitale, possibili cause per la diminuzione del patrimonio e le possibilità di reintroduzione di lontrre. Ne sono emersi i seguenti risultati:

1. La lontra è estinta in Svizzera.
2. Benchè molti spazi vitali siano stati distrutti, ancora ci sarebbe in Svizzera spazio vitale sufficiente per una piccola popolazione di lontrre.
3. Grazie ai successi di allevamento avuti nei giardini zoologici sarebbe disponibile un numero sufficiente di lontrre per una reintroduzione.
4. L'inquinamento da PCB (bifenili policlorati) dei pesci svizzeri è generalmente così forte che la riproduzione di popolazioni di lontrre allo stato selvatico sembra impossibile.

Sebbene non sia chiaro quale ruolo abbiano giocato i PCB nello sterminio delle lontrre svizzere, l'attuale inquinamento da PCB rende impossibile il ripopolamento della lontra in Svizzera per i prossimi decenni. Il "gruppo lontra" ritiene perciò il suo fine irraggiungibile per il momento e cessa la sua attività.

Vorwort

Als die Eidgenossenschaft im Fischereigesetz von 1888 die Ausrottung des Fischotters beschloss, rechnete wohl niemand damit, dass dieses Ziel erst nach hundert Jahren erreicht würde. Als die Eidgenossenschaft den Fischotter 1952 unter Schutz stellte, rechnete man wohl ebenso wenig damit, dass nach der missglückten Ausrottung nun ein missglückter Erhaltungsversuch folgen würde. Seit 1888 hat sich aber glücklicherweise unsere Einstellung zur Tierwelt geändert. Die Schweiz hat nicht nur "harmlose" Tiere wie Steinbock und Biber erfolgreich wieder eingebürgert, sondern auch den "reissenden" Luchs.

Gerade der Biber hat aber gezeigt, dass es für eine erfolgreiche Wiederansiedlung nicht genügt, einfach eine grössere Zahl von Tieren irgendwo freizulassen, wo die Art früher einmal vorkam. Zahlreiche lokale Misserfolge hätten beim Biber vermieden werden können, wenn Klarheit über die Eignung der ausgewählten Gewässer bestanden hätte. Das Aussetzen von Tieren in ungeeigneten Lebensräumen muss zweifellos als Tierquälerei betrachtet werden. Das Jagdgesetz von 1986 macht denn auch umissverständlich klar, dass Tiere nur ausgesetzt werden dürfen, wenn geeigneter Lebensraum vorhanden ist. Im Fall des Fischotters wurde diese Bestimmung zum ersten Mal von einer Bundesstelle konsequent befolgt.

Das ganze Projekt wurde zudem von Anfang an so aufgebaut, wie es sich eigentlich für alle derartigen Projekte gehören würde: die "Fischottergruppe" setzte sich aus Vertretern aller relevanten Fachstellen des Bundes und den grossen Naturschutz-Organisationen zusammen. Der Bund finanzierte alle Abklärungen, welche die Fischottergruppe als nötig erachtete. Da keine geeigneten Grundlagen verfügbar waren, wurde sogar ein spezielles Fachgutachten in Auftrag gegeben, das ein Modell zur Bewertung von Lebensräumen für Fischotter entwickeln sollte. Dazu wurde nicht nur die Fachliteratur ausgewertet, sondern in Gesprächen mit den wichtigsten europäischen Otterspezialisten auch erste Erkenntnisse aus noch laufenden Forschungsprojekten zusammengetragen.

Das Fazit der aufwendigen Untersuchungen lässt leider an Deutlichkeit nichts offen: Unser Land ist für Fischotter nicht mehr geeignet, ja voraussichtlich noch auf Jahrzehnte hinaus zu lebensfeindlich, weil unsere Fische mit PCBs vergiftet sind.

Das Fischotterprojekt hätte ein schönes Projekt werden sollen. Es war der Versuch einer bescheidenen Wiedergutmachung an unserer bedrängten Natur. Auch wenn ich nie einem freilebenden Fischotter begegnet wäre (ausser vielleicht beim Öffnen des Aussetzungsgeheges), hätte mich das Wissen um sein heimliches Vorkommen in unserem Land gefreut. Stattdessen bleibt die Erkenntnis, dass noch viel Arbeit zu leisten ist, bis wir die Probleme wirklich im Griff haben. Unser Ziel muss eine Umweltqualität sein, die auch den Fischotter wieder bei uns leben lässt. Es ist leider wieder einmal klar geworden, dass Natur schneller zerstört als repariert ist. Umso mehr müssen wir alles daran setzen, dasjenige konsequent zu schützen, das uns noch geblieben ist.

Bruno Böhlen, Direktor des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft

Inhaltsverzeichnis

1	Die Fischottergruppe und das Fischotterprojekt	1
1.1	Die Fischottergruppe Schweiz und ihre Arbeit	1
1.2	Das Fischotterprojekt im Überblick	4
2	Die Ausrottung des Fischotters in der Schweiz	10
2.1	Bis 1890: Die Zeit der nachhaltigen Nutzung der Bestände	10
2.2	1890-1950: die staatliche Ausrottungskampagne	11
2.3	1950-1990: die indirekte Ausrottung	13
2.4	Die Ausrottung in der Schweiz und in Europa	16
3	Kriterien einer Fischotter-Aussetzung in der Schweiz, Evaluationsverfahren	17
3.1	Zusammenfassung	17
3.2	Grundsätze und Zielsetzung	18
3.3	Grossräumige Gebietsbeurteilung	19
3.4	Wahl konkreter Aussetzungsorte	22
3.5	Ein Evaluationsverfahren von Fischotter-Aussetzungsgebieten	23
4	Ein Modell zur Evaluation potentieller Fischotter-Habitate in der Schweiz	25
4.1	Zusammenfassung	25
4.2	Zweck des Modelles	26
4.3	Aufbau des Modelles	27
4.4	Relevante Grundlagendaten zur Fischotter-Biologie	29
4.5	Das Fischotter-Habitat-Modell Schweiz	37
4.6	Anwendung des Modelles	44
5	Westschweiz und Tessin als potentielle Lebensräume für Fischotter	47
5.1	Zusammenfassung	47
5.2	Untersuchungsgebiet, Methodik	48
5.3	Potentielle Fischotterhabitate in den Untersuchungsgebieten	51
5.4	Möglichkeiten zur Verbesserung des potentiellen Fischotter-Lebensraumes	61
5.5	Eignung verschiedener Gebiete zur Aussetzung von Fischottern	63
5.6	Ergänzungen zu einzelnen Parametern	65
6	Fischottervorkommen in der Westschweiz 1989	74
6.1	Zusammenfassung	74
6.2	Methoden	75
6.3	Ergebnisse	76
6.4	Fischottervorkommen in der Westschweiz	79
7	Die Belastung schweizerischer Fische mit PCBs und ihre Bedeutung für Fischotter	81
7.1	Zusammenfassung	81
7.2	Ein generelles Erklärungsmodell für Europa	82
7.3	PCBs und Fischotter in der Schweiz	86
8	Schlussfolgerungen	89
9	Anhang	91
9.1	Relevante Grundlagendaten zur Fischotterbiologie (Ergänzungen)	91
9.2	Daten zum PCB-Gehalt schweizerischer und europäischer Fische	95
9.3	Literaturverzeichnis	98

Entstehung und Zielsetzung der Fischottergruppe:

Nachdem ein Wiedereinbürgerungsversuch des Fischotters am Schwarzwasser in den Siebzigerjahren erfolgreich schien und das Haupthindernis für weitere Aussetzungen, die Beschaffung von geeigneten Tieren, dank Erfolgen der Gefangenschaftszucht nicht mehr bestand, wurde 1984 die "Fischottergruppe Schweiz" gegründet. Diese Gruppe wollte mit gezielten und gut überwachten Aussetzungen und/oder anderen geeigneten Massnahmen erreichen, dass sich in der Schweiz wieder eine überlebensfähige Fischotterpopulation aufbauen könnte.

Die Mitglieder der Fischottergruppe Schweiz (alphabetisch):

- Dr. Hansjörg **Blankenhorn**, BUWAL, Sektion Jagd und Wildforschung, Bern
- Dr. Peter **Dollinger**, Bundesamt für Veterinärwesen, Liebefeld-Bern
- Dr. Willy **Geiger**, Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel
- Raymond Pierre **Lebeau**, BUWAL, Abteilung Naturschutz, Bern
- Dr. Hansueli **Müller**, WWF Schweiz, Zürich
- Dr. Klaus **Robin**, Tierpark Dählhölzli, Bern¹
- Dr. Erich **Staub**, BUWAL, Sektion Fischerei, Bern

¹ Neu: Direktor des Schweizerischen Nationalparks, Zernezhof

Es war der Fischottergruppe von Anfang an klar, dass zum Erreichen dieses ehrgeizigen Zieles ausser sorgfältig geplanten Aussetzungen die gezielte Wiederherstellung von Lebensräumen und eine seriöse Öffentlichkeitsarbeit unabdingbar sind. Man war sich ebenfalls im Klaren, dass die Arbeit an diesem ehrgeizigen Projekt viele Jahre in Anspruch nehmen würde.

Die Fischottergruppe orientierte sich von Anfang an an den Richtlinien der eidgenössischen Jagdgesetzgebung (Art.8 der Verordnung über die Jagd und den Schutz der wildlebenden Säugetiere und Vögel) und den Empfehlungen der "Otter Specialist Group" der IUCN (die internationale wissenschaftliche Naturschutzorganisation). Das Fischotterprojekt ist das erste derartige Vorhaben in der Schweiz, das die genannten Richtlinien und Empfehlungen konsequent befolgt hat.

Die Fischottergruppe arbeitete während des Projektes mit folgenden Experten zusammen:

Dr. Christoph **Rentsch**, BUWAL, Sekt. Umweltgefährdende Stoffe, Bern

Prof. Dr. Joseph **Tarradellas**, Institut du Génie de l'Environnement/Ecotoxicologie, EPF Lausanne

Dr. Darius **Weber**, Hintermann & Weber AG, Reinach

Dr. Jean-Marc **Weber**, Institut de Zoologie de l'Université, Neuchâtel

Das Fischotterprojekt:

Bevor konkrete Entscheide über das ob, wie und wo von Aussetzungen getroffen werden konnten, mussten unter Anderem die folgenden Fragen geklärt werden:

- Gibt es geeignete und genügend grosse Lebensräume für 50 Fischotter in der Schweiz?
- Falls nicht, wie können solche Lebensräume geschaffen und gesichert werden?
- Gibt es bodenständige Fischottervorkommen, die durch Aussetzungen eventuell gefährdet werden könnten?
- Sind die Ursachen, die zum Verschwinden des Fischotters in der Schweiz geführt haben, heute nicht mehr wirksam?
- Können genetisch geeignete Fischotter für allfällige Aussetzungen beschafft werden, ohne dass dadurch bestehende Populationen beeinträchtigt werden?

Die letzte Frage konnte rasch bejaht werden, da es in der Mitte der Achzigerjahre endlich gelang, Fischotter in Zoos zu züchten, nachdem Veränderungen der Haltungsbedingungen und der Fütterung vorgenommen worden waren. Ein internationales Zuchtbuch stellt zudem sicher, dass aus dem Gemisch von europäischen

und indischen Ottern, die in den meisten Zoos gehalten wurden, zunehmend überwachte Zuchtgruppen mit Tieren von gleicher Herkunft werden. Heute wären die Zoos in der Schweiz und im benachbarten Ausland in der Lage, ausreichend Fischotter für allfällige Aussetzungsprojekte zu züchten. Damit kann die Gefährdung bestehender Wildpopulationen im Ausland durch ein schweizerisches Wiedereinbürgerungsprojekt ausgeschlossen werden.

Die Antworten auf die weiteren Fragen wurden soweit als möglich durch eine Reihe von Fachgutachten gegeben, welche die Fischottergruppe dank der finanziellen Unterstützung des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) bzw. des Vorgängeramtes BFL in Auftrag geben konnte:

1. Ein Modell zur Evaluation potentieller Fischotter-Habitate in der Schweiz. Darius Weber, Hintermann & Weber AG, Reinach, 1987.

Da es von Anfang an um eine Fischotterpopulation von etwa 50 Tieren ging, konnten nicht einfach die unberührtesten, fischreichsten Gewässerabschnitte der Schweiz gesucht werden. Vielmehr musste grossräumig abgeklärt werden, wo in der Schweiz die Minimalansprüche des Fischotters an seinen Lebensraum heute noch erfüllt sind. Dazu musste eine Methode zur grossräumigen Bewertung von Fischotterlebensräumen entwickelt werden. Aufgrund der wissenschaftlichen Fachliteratur und in persönlichen Gesprächen mit den führenden Fischotterforschern Europas wurde ein "Fischotter-Habitatmodell Schweiz" begründet und formuliert, das die Einstufung von Gewässern in "geeignete" "marginale" und "ungeeignete" Fischotterlebensräume erlaubt. Bei marginalen und ungeeigneten Räumen können ausserdem die wichtigsten Aufwertungsmassnahmen für jeden Gewässerabschnitt ermittelt werden.

2. Westschweiz und Tessin als potentielle Lebensräume für Fischotter.

Darius Weber, Christoph Weidkuhn, Christopher Hohl, Hintermann & Weber AG, Reinach, 1988.

Weil die Bewertung der einzelnen Gewässer nach dem Habitatmodell aufwendig ist (alle Ufer müssen begangen werden), wurden nur im Tessin und in der Westschweiz die Lebensraumqualität für Fischotter bewertet. Die Auswahl dieser Regionen ergab sich aufgrund einer ersten groben Einschätzung der ganzen Schweiz und aufgrund der Verteilung der letzten Fischottervorkommen.

3. Fischottervorkommen in der Westschweiz 1989. Darius Weber, Jean-Marc Weber, Hintermann & Weber AG, Reinach, 1989.

Die letzten systematischen Untersuchungen zum Fischottervorkommen in der Schweiz waren 1975 durchgeführt worden. Unterdessen hatte aber der Wiedereinbürgerungsversuch am Schwarzwasser stattgefunden und verschiedene Hinweise deuteten auf das Erlöschen einiger der Vorkommen aus den Siebzigerjahren sowohl in der Schweiz als auch im grenznahen Ausland. Eine Untersuchung über die aktuelle Situation drängte sich aus folgenden Gründen auf: 1) Bestehende, an ihren Lebensraum angepasste Fischotterpopulationen sollten auf keinen Fall durch die Aussetzung fremder Tiere gestört oder gar beeinträchtigt werden. 2) Die Lebensräume allfälliger Restpopulationen sollten bestmöglich geschützt werden. 3) Verbesserungen von Lebensräumen und allfällige Aussetzungen sollten in Gebieten vorrangig geplant werden, die die Lücken zwischen bestehenden Kleinpopulationen schliessen könnten. 4) Aus den Bestandsveränderungen können Rückschlüsse über die Eignung von Lebensräumen gezogen werden.

4. PCB- und DDT-Analysen von Fischen aus schweizerischen Flüssen und Seen. Serge Nicollérat, Institut du génie de l'environnement - Ecotoxicologie, Ecole Polytechnique Fédérale, Lausanne, 1990.

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse aus der Schweiz deuteten darauf hin, dass auch in unserem Land einige Gewässer stark PCB-vergiftete Fische aufweisen. Da allerdings nur von wenigen, zudem als Fischotterlebensräume ohnehin meist ungeeigneten Gewässern Daten vorlagen, wurde diese Untersuchung durchgeführt, die besonders die geeigneten Fischotterlebensräume einschloss.

Dieser Bericht stellt das Endergebnis des Fischotterprojektes dar, weil die Fischottergruppe ihr Ziel für derzeit unerreichbar hält und daher ihre Arbeiten eingestellt hat.

1.2

Das Fischotterprojekt im Überblick¹

Die Ausrottung des Fischotters in der Schweiz:

Bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts war der Fischotter an allen Gewässern der Schweiz verbreitet, in denen Fische oder Frösche vorkamen. Einzige Ausnahme bildeten einige Hochgebirgsflüsse. Er wurde gelegentlich wegen seines wertvollen Pelzes oder seines Fleisches (das auch in der Fastenzeit als "Fisch" gegessen werden durfte) erlegt, doch waren nur wenige schweizer Jäger am Fischotter interessiert. Sie besaßen weder die Kenntnisse, noch die Ausrüstung, um den Fischotter wirksam zu bejagen.

Dies änderte sich gegen Ende des letzten Jahrhunderts, als sich verschiedene Bundespolitiker aus volkswirtschaftlichen Gründen für die Hebung der Fischereierträge einsetzten und erreichten, dass im Artikel 22 des Bundesgesetzes über die Fischerei von 1888 die Ausrottung der "fischereischädlichen Tiere" in der Schweiz beschlossen wurde. Gestützt auf diesen Artikel wurden hohe Prämien für das Erlegen von Fischottern ausgesetzt, Kurse über die Fischotterjagd veranstaltet, Schlagfallen auf Staatskosten angeschafft und an interessierte Jäger abgegeben und mancherorts staatliche Fischotterjäger beschäftigt. Die Ausrottungskampagne führte innert 20 Jahren zu einem Zusammenbruch der Bestände. Erst 1952 wurde der Fischotter in der Schweiz geschützt. Damals lebten noch etwa 100 Fischotter in

¹ Dieser Überblick hält sich weitgehend an die Gliederung des gesamten Berichtes. Die Untertitel entsprechen den jeweiligen Kapitelüberschriften.

unserem Land, hauptsächlich in abgelegenen Schluchten und an einigen Mittellandseen.

Obwohl der Fischotter nun geschützt war, erholten sich die Bestände in der Folge nicht, sondern nahmen im Gegenteil weiter ab. Hauptgünde dafür sind einerseits die Zerstörung der Lebensräume (90 % der Flussauen wurden trockengelegt, kleine Bäche und Teiche im Landwirtschaftsgebiet der Tieflagen wurden in einzelnen Bezirken bis zu 100% eingedolt oder zugeschüttet, Sumpf- und Flachwasserzonen an den Mittellandseen wurden aufgeschüttet, Ufergehölze beseitigt etc.) und andererseits die Abnahme der Fischbestände (Bach- und Flusskorrekturen, ungenügende Restwassermengen, Abwasser- und Düngereinleitungen, Fischhindernisse wie Wehre und Kraftwerke). 1975 wurde der schweizerische Fischotterbestand noch auf 15 Tiere geschätzt. Es kam zu einem ersten Wiedereinbürgerungsversuch im Schwarzwasser-Sense-Gebiet, wo 8 bulgarische Fischotter ausgesetzt wurden.

Kriterien einer Fischotter-Aussetzung in der Schweiz, Evaluationsverfahren:

Es ging der Fischottergruppe von Anfang an nicht darum, irgendwo einige Fischotter freizulassen, sondern eine Population aufzubauen, die mindestens 50 Tiere umfasst, deren einzelne Lebensräume untereinander in Verbindung stehen. Die Zahl von 50 ist willkürlich gewählt und stellt ein Minimum dessen dar, was aufgrund des heutigen Kenntnisstandes für eine mittelfristig gesicherte Säugetierpopulation erforderlich ist. Kleinere Populationen sind durch Inzucht und zufällige Ereignisse zu stark gefährdet.

In einem zweistufigen Verfahren sollte zunächst abgeklärt werden, ob grundsätzlich Erfolgchancen für eine Wiedereinbürgerung dieser Art im Untersuchungsgebiet bestehen. Falls diese Abklärung zu einem positiven Resultat geführt hätten, wäre in einer zweiten Phase aufgrund einer "Wiederbesiedlungs-Strategie" entschieden worden, wo wann wieviele Tiere welchen Alters und Geschlechts am zweckmässigsten auszusetzen wären, und wie solche Aussetzungen durchgeführt werden müssten.

Für eine Grundsatzentscheidung für oder gegen Fischotter-Aussetzungen in der Westschweiz bzw. dem Tessin musste das Gebiet als Ganzes beurteilt werden, wobei folgende Fragen zu beantworten waren:

- Welche Gebiete bieten ein ausreichendes Ressourcenangebot für eine reproduzierende Kleinstpopulation von Fischottern und gleichzeitig keine bedeutenden Risiken?
- Welche Gebiete sind für Fischotter attraktiv, aber gefährlich?
- Wie ist die Qualität der dazwischenliegenden Räume?

Das Vorgehen in der zweiten Phase wurde nur grob skizziert. Weil das beste Fischotterhabitat nicht zwangsläufig das geeignetste Aussetzungsgebiet ist, wären ausser Grösse und Ressourcenangebot z.B. die folgenden Punkte zu berücksichtigen gewesen:

- Die Distanz zu bestehenden Fischottervorkommen.
- Die Distanz zu weiteren potentiellen Fischotterhabitaten.
- Die Qualität der Durchgangsgebiete zwischen günstigen Habitaten.
- Die Nähe und Erreichbarkeit von gefährlichen Habitaten.
- Die möglichen und zu erwartenden Richtungen auswandernder Tiere.
- Die Chance, durch wissenschaftliche Überwachung etwas zu lernen.
- Aussetzungstechnische, rechtliche und politische Gesichtspunkte.

Ein Modell zur Evaluation potentieller Fischotterhabitate in der Schweiz:

Zur Beurteilung der Erfolgchancen eines Wiedereinbürgerungsversuches musste zunächst eine Methode zur grossräumigen Bewertung von Fischotterlebensräumen entwickelt werden. Aufgrund der wissenschaftlichen Fachliteratur und in persönlichen Gesprächen mit den führenden Fischotterforschern Europas wurde ein "Fischotter-Habitatmodell Schweiz" begründet und formuliert, das die Einstufung von Gewässern in "geeignete" "marginale" und "ungeeignete" Fischotterlebensräume erlaubt. Bei marginalen und ungeeigneten Räumen können ausserdem die wichtigsten Aufwertungsmassnahmen für jeden Gewässerabschnitt ermittelt werden.

Die wichtigsten Komponenten des Modelles sind die Fischbiomasse (das gesamte Gewicht an lebenden Fischen, das unter einer bestimmten Gewässerfläche vorhanden ist), die Gestalt und der Bewuchs des Ufers, das Vorhandensein unzugänglicher Rückzugsgebiete und das Vorhandensein menschlicher Störungs- und Gefahrenquellen. Zusätzlich ist die Verteilung dieser Komponenten wichtig, braucht doch ein einzelner Fischotter zwischen 5 und 30 km Uferstrecke zur Befriedigung seiner Ansprüche.

Westschweiz und Tessin als potentielle Lebensräume für Fischotter:

Da die Bewertung der einzelnen Gewässer aufwendig ist (alle Ufer müssen begangen werden), wurden nur im Tessin und in der Westschweiz die Lebensraumqualität für Fischotter bewertet. Die Auswahl dieser Regionen ergab sich aufgrund einer ersten groben Einschätzung der ganzen Schweiz und aufgrund der Verteilung der letzten Fischottervorkommen.

Die flächendeckende Untersuchung zeigte, dass sowohl in der Westschweiz als auch im Tessin noch geeignete Fischotterlebensräume vorhanden sind. Besonders wenn es gelänge, die teilweise isolierten Gebiete durch gezielte Aufwertungsmassnahmen an heute ungeeigneten Gewässern noch zu verbinden, könnten diese Räume für das Überleben von 50 Fischottern in unserem Land reichen. Die Analyse ergab folgende potentielle Fischotterhabitate: Doubs (77 km Uferlänge), Jura- und Saane-Seen (134 km), Saane-Glâne-Neirigue-Gebiet (53 km), Greyerzerland (51 km) und Magadino- Ebene (25 km). In der Westschweiz wurden weitere Gewässer mit einer Uferlänge von 512 km als marginale Habitate bezeichnet. Kritischer Faktor ist hier meist die Fisch-Dichte.

An Ticino, Moësa und Brenno genügen die Ressourcen auf einer Länge von total 68 km der Definition eines potentiellen Fischotterhabitates. Da dieses Gebiet aber in den letzten Jahren mehrere Fischsterben von 50 - 90 % erlebte, wird es als "Risiko- habitat" bezeichnet. Über Fisch-Biomassen in den Gewässersystemen von Maggia und Verzasca liegen uns zu wenig Informationen für eine abschliessende Beurteilung vor; in den übrigen Parametern erfüllen sie die Bedingungen potentieller Fischotterhabitate.

Eine grossräumige Verbesserung der Lebensraum-Qualität für Fischotter sollte in den Untersuchungsgebieten besonders durch folgende Massnahmen angestrebt werden: 1) Massnahmen zur Erhöhung der Fisch-Bestände in Fliessgewässern (Verbesserung von Gewässer- und Uferstruktur, Wasser- und Geschiebehalt, Beseitigung von Fisch-Hindernissen); 2) Massnahmen zur Verbindung von derzeit getrennten Gebieten mit günstigem Ressourcenangebot.

Fischottervorkommen in der Westschweiz 1989:

Aufgrund der durchgeführten Untersuchungen wissen wir, dass es 1989 nur noch am Neuenburgersee Fischotter gab. Es kann sich dabei nur um eines oder wenige Tiere gehandelt haben. Eine eigentliche Fischotterpopulation besteht in der Schweiz heute nicht mehr. Auch der kleine Bestand am Schwarzwasser ist zwischen 1982 und 1987 erloschen. Die zahlreichen Fischottervorkommen im grenznahen Ausland sind, soweit darüber Kenntnisse bestehen, ebenfalls verschwunden. Über Fischottervorkommen in der zentralen und östlichen Schweiz gibt es keine Hinweise aus den Achtzigerjahren.

Die Belastung schweizerischer Fische mit PCBs und ihre Bedeutung für Fischotter:

Nachdem die direkte Verfolgung keine Bedeutung mehr hatte, hielten sich in einigen Gebieten, die von Lebensraumzerstörung und zurückgehenden Fischbeständen wenig betroffen waren, auch in der Schweiz noch Fischottervorkommen. Es stellt sich die Frage, weshalb diese Vorkommen erloschen sind, zumal viele dieser Gebiete auch heute noch als geeignete Fischotterlebensräume eingestuft werden können. Die Antwort auf diese Frage ist deshalb wichtig, weil im Verlauf der letzten drei Jahrzehnte fast überall in der Westhälfte Europas die Fischotterbestände zusammengebrochen sind. Selbst in riesigen Nationalparks von Skandinavien oder den wilden Flusstälern des französischen Juras gibt es heute keine Fischotter mehr.

Die einzige Hypothese, die heute das grossflächige Aussterben des Fischotters in Europa erklären kann, ist die chronische Vergiftung der Fischotter mit PCBs (polychlorierten Biphenylen) aus der Nahrung (Fische). Unter Otter-Fachleuten gilt die "PCB-Hypothese" heute als plausibelste Erklärung für den gesamteuropäischen Fischotterrückgang, wobei aber in manchen Gebieten auch zusätzliche Faktoren wirksam sind. Durch die Aufnahme von PCBs mit der Nahrung reichern die Fischotter immer mehr von diesem Gift, das kaum wieder ausgeschieden wird, in ihrem Körper an. Zahlreiche Experimente mit amerikanischen Nerzen (nahe Verwandte des Fischotters) haben einwandfrei gezeigt, dass die Tiere bei einer Konzentration von etwa 50 mg/kg im Körperfett reproduktionsunfähig ("steril") werden, bzw. die Jungen wenige Tage nach der Geburt sterben.

Die Analyse von Fischottergewebe ergibt hohe PCB-Konzentrationen in Gebieten mit Bestandsrückgang und geringe Werte in Gebieten mit stabilen Populationen. Die PCB-Konzentrationen in Fischen aus Gebieten mit Fischotterrückgang liegen weit über denjenigen Werten, die bei Mink-Fütterungsversuchen Reproduktionsausfälle verursachen. Es gibt Hinweise darauf, dass in den zurückgehenden Fischotterbeständen Schwedens kaum noch Jungtiere vorkommen, während die erwachsenen Otter noch viele Jahre überleben. Es ist heute wissenschaftlich allerdings noch nicht gesichert, dass Fischotter auf PCBs so empfindlich reagieren wie Nerze oder Robben. Die dazu erforderlichen Laborversuche mit hunderten experimentell vergifteten Ottern sind schon aus technischen Gründen kaum möglich.

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse aus der Schweiz deuten darauf hin, dass auch in unserem Land einige Gewässer stark PCB-vergiftete Fische aufweisen. Da allerdings nur von wenigen, zudem als Fischotterlebensräume ohnehin meist ungeeigneten Gewässern Daten vorlagen, wurde eine Untersuchung durchgeführt, die besonders die geeigneten Fischotterlebensräume einschloss. Zur Beurteilung der Ergebnisse können zwei verschiedene Kriterien herangezogen werden: 1) Eine grossangelegte schwedische Untersuchung zeigt, dass sich Ottervorkommen nur an Gewässern halten können, deren Fische weniger als 0.05 mg PCBs pro kg Gesamtgewicht enthalten. 2) Aufgrund von Hochrechnungen kann geschätzt

werden, dass bei einer PCB-Konzentration von 0.017 mg/kg Fisch die Fischotter so viel PCBs anreichern wie die Nerze, die in den Experimenten Reproduktionsausfälle zeigten.

In der Schweiz wird das strengere Kriterium heute in keinem Gewässer erreicht. An drei Stellen konnten immerhin Fische gefangen werden, deren Belastung knapp unter dem höheren Grenzwert liegt (0.04mg/kg). In der Regel werden aber beide Grenzwerte von den schweizerischen Fischen um ein Vielfaches übertroffen. Es gibt keine Hinweise darauf, dass diese Belastung in den nächsten Jahren zurückgehen wird.

Schlussfolgerungen:

Die Fischottergruppe ist erschüttert über das Aussterben des Fischotters in der Schweiz. Obwohl noch einige Gebiete sowohl genügende Fischbestände als auch ausreichend Deckung für Fischotter aufweisen, und obwohl für Aussetzungen Tiere aus Gefangenschaftszuchten bereitgestellt werden könnten, hält sie Wiedereinbürgerungsversuche in der heutigen Situation für nicht zu verantworten.

Die Gründe für das Aussterben des Fischotters sind nicht beseitigt, ja nicht einmal ausreichend geklärt. Damit ist eines der wichtigsten Kriterien für Wiedereinbürgerungsversuche nicht erfüllt.

Wenn die PCB-Belastung der Fische als einzige plausible Erklärung des Fischotterrückganges in noch intakten Gewässersystemen Europas richtig ist, bestehen in der Schweiz, ganz unabhängig von der Struktur unserer Gewässer und ihrer Ufer, und auch unabhängig von den Fischbeständen, keine Überlebenschancen mehr für diese Art: Die Schweiz gehört zu den mit PCBs stark belasteten Ländern Europas. Wegen der hohen Stabilität der PCB sind für einen starken Rückgang der schon bestehenden Belastung viele Jahrzehnte notwendig. Bis dahin ist nach heutigen Erkenntnissen das Aussetzen von Fischottern nicht sinnvoll.

Die "Fischottergruppe Schweiz" hält ihr Ziel, in der Schweiz einen überlebensfähigen Fischotterbestand aufzubauen, vorläufig für unerreichbar. Man wird sich damit abfinden müssen, dass der Fischotter in unserem Land nur in Zoos und Museen vorkommt.

2.1**Bis 1890: Die Zeit der nachhaltigen Nutzung der Bestände**

Ursprünglich besiedelte der Fischotter die Ufer aller schweizerischen Gewässer mit Ausnahme einiger hochalpiner Flussläufe. Selbst kleinste Bächlein und Teiche wurden von ihm genutzt, falls sie von Fischen besiedelt waren oder gute Amphibienbestände aufwiesen. Noch gegen Ende des neunzehnten Jahrhunderts dürfte der schweizerische Fischotterbestand weit über 1000 Exemplare betragen haben. Die grösste Dichte wurde an den natürlicherweise fischreichen Flüssen und Seen des Mittellandes und des Juras erreicht.

Im Gegensatz zu anderen europäischen Ländern, z.B. Grossbritannien, gab es in der Schweiz keine traditionelle, sportlich motivierte Fischotterjagd. Für die Pelzjäger des Alpenraumes war der Fischotter wegen seiner natürlichen Seltenheit in diesem Gebiet und auch wegen der schwierigen Bejagung keine wichtige Beute. Der schweizerische Jäger war auch im Unterland traditionellerweise ein Fleischjäger, der insbesondere Huftiere, Hasen und Vögel bejagte. So erstaunt es denn nicht, dass der Fischotter historisch hauptsächlich als Fleischlieferant in der Fastenzeit in Erscheinung tritt, da er als Wassertier wie Fische gegessen werden durfte.

¹ Quellen zu diesem Kapitel: Broyer & Erome 1983, Bouchardy 1985, Bouchardy 1986, Cagnolaro et al. 1975, De Claparède 1885, Hainard 1961, Huber 1954, Krebser 1959, Macdonald 1990, Mason 1989, Mason & Macdonald 1986, Müller et al. 1976, Musy 1918, Musy 1927, Neusel 1944, Nicollérat 1989, Prigioni 1983, Reuther & Festetics 1980, Röben 1974, Sarasin 1917, Schaub 1970, Scheuchzer 1888, Schmidt 1976, Von Tschudi 1854, Weber & Weber 1989, Zschokke 1928.

Zur wirksamen Verfolgung des Fischotters wären entweder spezialisierte Otterhunde oder Schlageisen erforderlich gewesen. Beides besass der einfache Jäger in der Schweiz bis zum Ende des 19. Jahrhunderts nicht.

Nur vereinzelt wurde der Fischotter wegen seiner "Schädlichkeit" gezielt verfolgt, insbesondere dort, wo die Inhaber der Fischereirechte die nötige Macht und das nötige Geld für diese Art der Hege besaßen. So stellte die Stadt Basel 1719 einen Mann mit einem "Otterhündlein" an, damit er die auf der Landschaft häufigen Otter vernichte.

Die extensive Bejagung und auch gelegentliche lokale Ausrottungsversuche blieben bis mindestens zur Mitte des letzten Jahrhunderts ohne bedeutenden Einfluss auf den Fischotterbestand.

"Leider ist dieser grosse Fischräuber an unseren Flüssen Bächen und Seen bis tief in die Bergregion verbreitet...Ihr Fell ist bekanntlich sehr schön und wird mit 3 - 4 Kronenthalern bezahlt; ihr Fleisch äusserst schmackhaft und wird in den katholischen Kantonen als 'Fisch' auch in der Fastenzeit gegessen." (Friedrich von Tschudi, 1854)

2.2

1890-1950: die staatliche Ausrottungskampagne

In der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts setzten in der Schweiz Bestrebungen ein, aus volkswirtschaftlichen Gründen die der Fischerei schädlichen Tiere zu dezimieren und so die Fischereierträge unseres Landes zu heben. Das Gedankengut zur Verfolgung des Fischotters wurde ebenso wie die Vernichtungstechniken hauptsächlich aus Deutschland importiert.

In einem Gutachten in Auftrag des 'schweizerischen Handels- und Landwirtschafts-Departements von 1885 "Zur Frage der den schweiz. Fischereien schädlichen Tiere" ist nachzulesen: "Man kennt die Schädlichkeit...seine Schliche...die Regelmässigkeit seines Wechsels und seiner Zerstörungswuth. Dagegen ist es äusserst schwierig, die Häufigkeit seines Vorkommens und somit die Grösse der von demselben an dem Fischereireichthum angerichteten Verwüstungen festzustellen...Und wie Wenige geben sich die Mühe, oder sind überhaupt im Falle, die Losung des Fischotters zu erkennen! ...In Deutschland...gehen auf diesem Wege in jedem Jahre rund 5 Millionen Kilogramm der besten Fische verloren...Man möge für die Schweiz exemplifizieren und dabei nicht vergessen, dass der Fischotter mordet um zu morden..."

Das oben zitierte Gutachten fordert unter Anderem die gesetzliche Grundlage für ein Recht der Kantone zur Bewilligung von Giftlegen und anderen in den Artikeln 6 und 19 des Jagdgesetzes verbotener Fang- und Vernichtungsmitteln gegen Fischotter. Das Problem bestand aus der Sicht der Bundespolitiker aber nicht nur in unzulänglichen Vernichtungsmitteln, sondern auch in ungenügender Motivation der schweizerischen Jäger zur Fischotterjagd und - dadurch begründet - in ungenügender Ausrüstung und ungenügender Kenntnis.

Die Protagonisten der schweizerischen Fischproduktion versuchten, durch Artikel in der Presse die schweizerische Jägerschaft auf die Notwendigkeit der Fischotterverfolgung aufmerksam zu machen und die einschlägigen Jagdtechniken zu vermitteln. Ausser Fangeisen wurden auch Otterhunde aus dem Ausland importiert und in verschiedenen Kantonen Kurse über die Otterjagd veranstaltet.

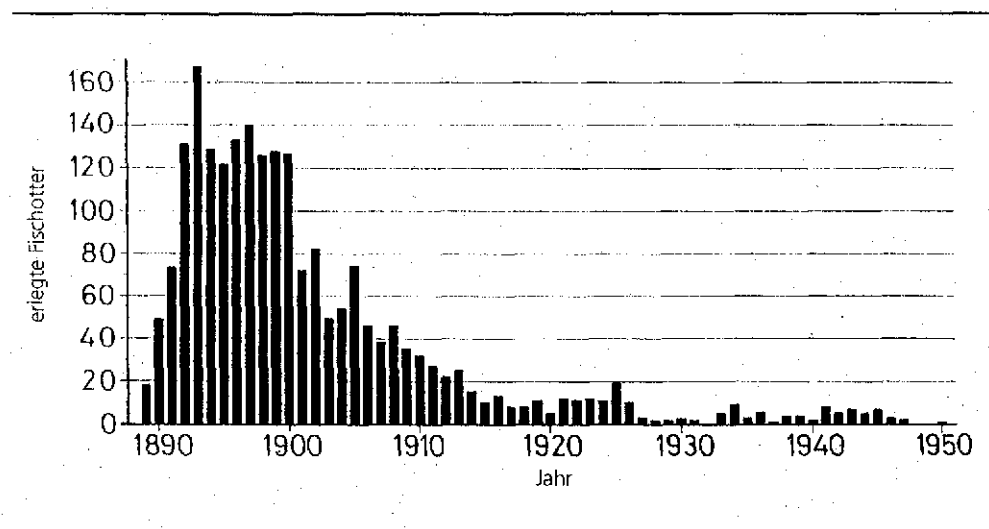
Herr Scheuchzer, ein engagierter Nationalrat, sah sich 1888 veranlasst, im Selbstverlag eine "Leichtfassliche und kurzweilige Beschreibung des Fischotters und dessen Lebensweise; Jagd, Fang und Verwerthung desselben" zu veröffentlichen:

"Wie oft werden die klaren Forellenbäche und die fischreichen Seen der Schweiz besungen und gerühmt und wie wenige Fischer und Jäger ahnen,...in wie vielen Exemplaren jene den Teufel in Ottergestalt im Leibe tragen!...Ich erachte es als eine Hauptaufgabe, in diesem Büchlein Jäger und Fischer zu überzeugen...so werden sie nicht mehr wie bis jetzt...sich höchstens damit begnügen, Enten daraus zu verjagen, sondern sie werden auch den Herren Ottern ihre Aufmerksamkeit schenken..."

Die Aufrufe von Politikern fruchteten offenbar wenig; der Schweizer Jäger war nicht so leicht zum Otterjäger zu machen. Erst als der Bund Abschussprämien für erlegte Otter zu bezahlen begann, die von den Kantonen teilweise noch deutlich erhöht wurden, fanden einige spezialisierte Jäger in unserem Land Gefallen an der Fischotterjagd.

Offenbar genügte aber selbst dieser finanzielle Anreiz noch nicht, denn einzelne Kantone beauftragten spezielle Personen mit der Fischotterjagd oder beschafften auf Staatskosten Fangeisen, die der interessierten Jägerschaft zur Verfügung gestellt wurden. Bis in die Vierzigerjahre fanden mit staatlicher Unterstützung Aus- und Weiterbildungskurse für Fischotterjäger in der Schweiz statt.

Abbildung 1: In der Schweiz erlegte Fischotter 1889 - 1950



Alle diese Massnahmen führten letztlich zu einer drastischen Zunahme der Fischotter-Erlegungen in den Neunzigerjahren des letzten Jahrhunderts. Schon der Verlauf der Abschusszahlen weist darauf hin, dass die Fischotterbestände nach der Jahrhundertwende stark abgenommen haben müssen. Das gleiche Bild zeigt sich auch, wenn die rasch abnehmenden Erfolge einzelner, spezialisierter Fischotterjäger

ger betrachtet werden. Es wurde also zunehmend schwierig, in der Schweiz Fischotter zu erlegen.

Eine Umfrage in der gesamten Schweiz zeigte bereits 1917, dass der Fischotter fast überall sehr selten geworden und aus einigen Gewässersystemen möglicherweise bereits verschwunden war. Als nach über 40jährigem Bemühen von Naturschutzkreisen der Fischotter 1952 endlich unter den Schutz des Bundes gestellt worden war, wurde der gesamtschweizerische Bestand noch auf höchstens 150 Tiere geschätzt.

Diese Fischotter verteilten sich auf alle Landesteile, doch können zusammenhängende Populationen nur noch in einigen Alpentälern, die schwer zu bejagen waren, und an einigen für Fischotter besonders günstigen Flüssen und Seen des Mittellandes und des Juras bestanden haben.

60 Jahre intensiver direkter Verfolgung des Fischotters reichten also nicht aus, um diese Art in unserem Land auszurotten. Vielmehr muss es nach Abschluss der Kampagne noch mehrere vermehrungsfähige Populationen gegeben haben, die, verteilt über das ganze Land, die Kerne für eine neuerliche Bestandeszunahme in unserem Land hätten bilden sollen.

2.3

1950 - 1990: die indirekte Ausrottung

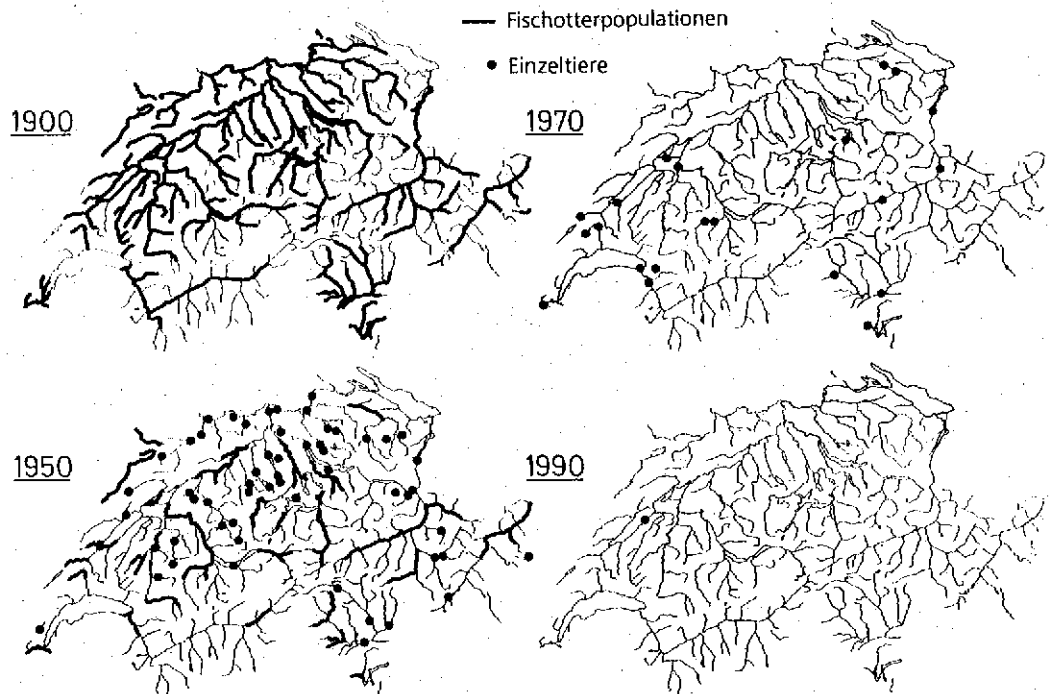
Trotz des gesetzlichen Schutzes haben die Fischotterbestände auch nach 1952 weiter abgenommen. Obwohl in Einzelfällen bis in die Sechzigerjahre noch mit Ausnahmegewilligungen Fischotter in der Schweiz getötet wurden, kann die direkte Verfolgung für den Bestandsverlauf keine grosse Bedeutung mehr gehabt haben. Dass es gelang, diesen Faktor auszuschalten, ist das grosse Verdienst einiger schweizerischer Naturschutzpioniere. Wie stark die Widerstände waren, die es zu überwinden galt, zeigt die Tatsache, dass in den Dreissiger- und Vierzigerjahren 3 im Zürcher Zoo gehaltene Fischotter von Besuchern getötet wurden.

Die erhoffte Vermehrung der schweizerischen Fischotter blieb nach dem Verbot der direkten Verfolgung aus. Die lokalen Vorkommen erloschen allmählich, ohne dass im Einzelfall die Ursachen dafür bekannt sind. 1975 wurde der schweizerische Bestand noch auf ungefähr 15 Tiere geschätzt. Am längsten haben sich die Fischotter im Neuenburgersee- und Bielerseegebiet, in Graubünden und im Tessin gehalten.

Ein Wiedereinbürgerungsversuch mit 8 Fischottern aus Bulgarien, der 1975 am Schwarzwasser im Kanton Bern unternommen wurde, muss heute als gescheitert

betrachtet werden. Der letzte schweizerische Fischotternachweis stammt vom Neuenburgersee, wo 1989 noch mindestens ein Tier gelebt haben muss.

Abbildung 2: Fischottervorkommen in der Schweiz bis 1900, 1950, 1970 und 1990



Es ist eine traurige Ironie, dass sowohl die staatlich verordnete Ausrottung in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts, als auch der staatliche Schutz, der darauf folgte, keinen Erfolg hatten. Es ist heute nicht mehr möglich, im Nachhinein die genauen Ursachen des Aussterbens für jeden Einzelfall zu rekonstruieren. Aufgrund der Kenntnisse über die Biologie des Fischotters und der Veränderungen ihres Lebensraumes lassen sich aber einige wichtige Gründe angeben, die zumindest massgeblich zum Fischotterrückgang beigetragen haben müssen. Bereits zu Beginn dieses Jahrhunderts war übrigens den Fachleuten klar, dass die direkte Verfolgung nur einen Teilbeitrag zur Vernichtung unserer Fischotterbestände leistete:

"...doch ist auch infolge der stets vermehrten Fluss- und Uferverbauungen eine gewisse Verminderung des Fischotters unvermeidlich...dagegen sollte gegen die Vergiftung der Flusssysteme durch die Fabrikabwässer Stellung genommen werden..." (Paul Sarasin, 1917)

Aus heutiger Sicht sind folgende Ursachen für das Aussterben des Fischotters in der Schweiz zu nennen:

- Das Vernichten der kleinen Bäche im Landwirtschaftsgebiet der Tieflagen (in einzelnen Bezirken bis zu 100 % eingedolt) beraubte den Fischotter einer wichtigen Nahrungsgrundlage.
- Das Vernichten der Flussauen in den Tieflagen (rund 90 % zerstört): Damit wurden die besten Fischotter-Lebensräume der Schweiz beseitigt.

- Die Korrektur der Fliessgewässer bzw. die Stabilisierung ihrer Ufer und Sohlen führte, besonders bei kleineren Bächen und Flüssen, zu Zusammenbrüchen der Fischbestände.
- Durch Kraftwerksbetrieb veränderte Wasser- und Geschiebefrachten der Flüsse und Bäche (im Berggebiet fast flächendeckend) führten zur drastischen Abnahme der Fischbestände auch in "unberührten" Flussläufen und machten diese so für den Fischotter als Lebensraum unbrauchbar.
- Die Zerstörung der flachen, verkrauteten Uferzonen an den Seen hat einen der wichtigsten Lebensraumtypen für Fischotter stark entwertet.
- Fischhindernisse (Kraftwerke, Wehre) lassen die grossräumigen Wanderungen gewisser Fischarten, z.B. zum Abbläuen, nicht mehr zu und führten zum Rückgang der betroffenen Arten.
- Massenvergiftungen der Fische ("Fisch-Sterben") durch Abwässer und Einwirkungen der Landwirtschaft machen Fischotterlebensräume zumindest vorübergehend wertlos.
- An vielen Gewässern der Tieflagen wurden die als Tagesverstecke für den Fischotter wichtigen, von Menschen kaum begangenen Uferdickichte aus Schilf oder Gebüsch zerstört.

Fast an jedem schweizerischen Gewässer waren in diesem Jahrhundert einer oder mehrere der genannten Faktoren wirksam. Da Fischotter sehr grosse Räume beanspruchen (je nach Fischdichte in einem Gebiet zwischen 5 und 30km Uferstrecke pro Einzeltier), genügen kleine "intakte" Gewässerstrecken nicht für die Erhaltung dieser Art.

Auch in den letzten, grossräumig deckungs- und fischreichen Gebieten unseres Landes sind aber die Fischotter während der letzten 20 Jahre verschwunden. Dies ist vermutlich auf einen weiteren Faktor zurückzuführen:

- Die Belastung der schweizerischen Fische mit Chlorkohlenwasserstoffverbindungen, hauptsächlich PCBs (polychlorierte Biphenyle), die um ein Vielfaches über denjenigen Werten liegt, die für Fischotterpopulationen erträglich wäre.

Es kann heute nicht mehr festgestellt werden, welcher der genannten Faktoren wo und wann zum Erlöschen einzelner Fischottervorkommen in der Schweiz geführt hat. Ausserdem können versprengte Restvorkommen auch durch zufällige Ereignisse vernichtet worden sein (Unfall, Krankheit, Extremwetter), die in einer grösseren Population durch Zuwanderung oder Fortpflanzung wieder ausgeglichen worden wären.

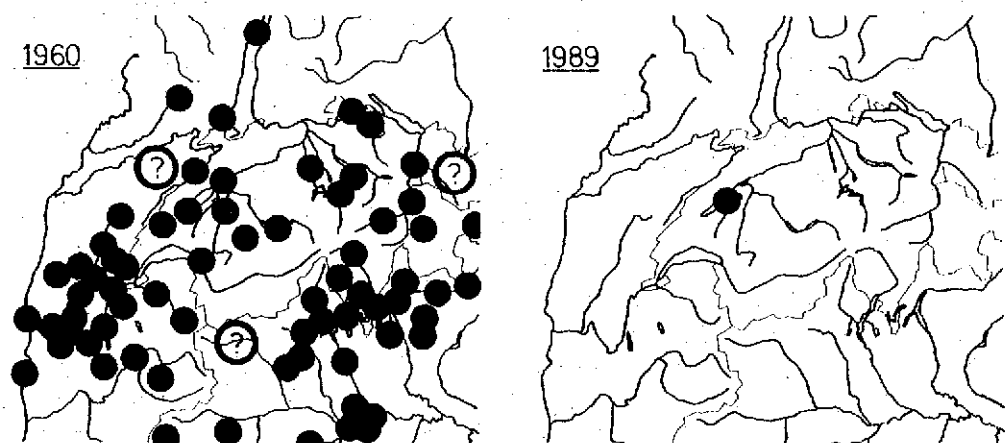
2.4

Die Ausrottung in der Schweiz und in Europa

Ausrottungskampagnen wie in der Schweiz wurden auch in den angrenzenden Ländern unternommen. Nur in Deutschland war ihnen aber ein durchschlagender Erfolg beschieden: Der Fischotter wurde in Baden-Württemberg wahrscheinlich durch direkte Verfolgung in der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts ausgerottet. In Norditalien, Hochsavoyen und dem französischen Jura war der Fischotter auch in den Sechzigerjahren noch verbreitet (wenn auch selten), als die direkte Verfolgung keine Rolle mehr spielte. Heute ist er auch in diesen Gebieten verschwunden.

Erfahrungen aus anderen Teilen Europas (z.B. Auvergne, Wales), haben gezeigt, dass sich selbst kleine Restbestände des Fischotters wieder erholen können, wenn die Ursachen des Rückganges beseitigt sind. Es müssen also auch in der Umgebung der Schweiz in den letzten 30 Jahren Faktoren gewirkt haben, die das langfristige Überleben der Fischotter verunmöglichten. Zumindest im französischen Jura kann die Zerstörung der Lebensräume nicht die Hauptursache gewesen sein.

Abbildung 3: Fischottervorkommen in der Schweiz und ihrer Umgebung 1960 und 1989



Heute wird das grossflächige Aussterben des Fischotters in der westlichen Hälfte Europas, von Nordschweden bis Süditalien, auf die allgemeine Vergiftung der Fische mit Chlorkohlenwasserstoffen, speziell PCBs (polychlorierten Biphenylen) zurückgeführt. Die Fischotter reichern diese Gifte in ihrem Körpergewebe an und verlieren dadurch die Fähigkeit zur Fortpflanzung. Da einzelne Tiere sehr alt werden können, und es auch in belasteten Gebieten vereinzelt Individuen gibt, die relativ wenig Gift aufnehmen, kommt es zu einem sehr langsamen, allmählichen Rückgang der Bestände.

3.1

Zusammenfassung

Das vorliegende Gutachten wurde im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz als Vorstudie einer Evaluation möglicher Fischotter-Aussetzungsgebiete erstellt. Gemäss Auftrag musste eine Methode entwickelt werden, die es erlaubt, die Eignung von Gewässern der Westschweiz hinsichtlich der Wiedereinbürgerung von Fischottern abzuschätzen.

Als mittelfristiges **Ziel**, an dem der Erfolg allfälliger Aussetzungen gemessen werden soll, wird der **Aufbau einer kommunizierenden Population von mindestens 50 freilebenden Fischottern** vorgeschlagen, die langfristig als Grundlage für den Aufbau eines gesicherten Fischotterbestandes in der Schweiz (mindestens 200 bis 500 Tiere) dienen könnte.

Es wird ein zweistufiges Vorgehen empfohlen: In einer ersten Phase soll abgeklärt werden, ob grundsätzlich Erfolgchancen für eine Wiedereinbürgerung dieser Art im Untersuchungsgebiet bestehen. Falls diese Abklärung zu einem positiven Resultat führt, soll in einer zweiten Phase aufgrund einer "Wiederbesiedlungs-Strategie" entschieden werden, wo wann wieviele Tiere welchen Alters und Geschlechts am zweckmässigsten auszusetzen wären, und wie solche Aussetzungen durchgeführt werden sollten.

¹ *Leicht erweiterte und veränderte Fassung des ersten Teils des Gutachtens: Ein Modell zur Evaluation potentieller Fischotter-Habitate in der Schweiz. Darius Weber 1987. Hintermann & Weber, Reinach, im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz.*

Für eine Grundsatzentscheidung für oder gegen Fischotter-Aussetzungen in der Westschweiz muss das Gebiet als Ganzes beurteilt werden, wobei folgende Fragen zu stellen sind:

- Welche Gebiete bieten ein ausreichendes Ressourcenangebot für eine reproduzierende Kleinstpopulation von Fischottern und gleichzeitig keine bedeutenden Risiken?
- Welche Gebiete sind für Fischotter attraktiv, aber gefährlich (Risikohabitate)?
- Wie ist die Qualität der dazwischenliegenden Räume (Distanzen, Hindernisse, Trittsteine)?

Das Vorgehen in der zweiten Phase wird nur grob skizziert. Der Entscheid über konkrete Aussetzungsorte muss auf der Basis einer Strategie zur Wiederbesiedlung der potentiellen Fischotterhabitate erfolgen; das beste Fischotterhabitat ist nicht zwangsläufig das geeignetste Aussetzungsgebiet! Zu berücksichtigen wären ausser Grösse und Ressourcenangebot z.B.:

- Die Distanz zu bestehenden Fischottervorkommen.
- Die Distanz zu weiteren potentiellen Fischotterhabitaten.
- Die Qualität der Durchgangsgebiete zwischen günstigen Habitaten.
- Die Nähe und Erreichbarkeit von Risikohabitaten.
- Die möglichen und zu erwartenden Richtungen auswandernder Tiere.
- Die Chance, durch wissenschaftliche Überwachung etwas zu lernen.
- Aussetzungstechnische, rechtliche und politische Gesichtspunkte.

3.2

Grundsätze und Zielsetzung

Bei sorgfältiger Planung und Überwachung kann eine Aussetzung als Experiment verstanden werden, aus dem viel über die Biologie des Fischotters bzw. über die Qualität des Habitates gelernt werden kann. Falls dies das primäre Ziel einer Fischotter-Aussetzung ist, muss eine Entscheidung über Aussetzungsgebiete hauptsächlich von wissenschaftlichen Kriterien der Experiment-Auslegung ausgehen. Dabei diktieren die konkrete Forschungsfrage und die anzuwendenden Methoden weitgehend die Ortswahl. Hier wird entsprechend den Zielsetzungen der schweizerischen "Fischotter-Gruppe" aber angenommen, dass eine Aussetzung primär anderen, direkter Naturschutz-orientierten Zielen dienen soll, nämlich dem Wiederaufbau eines gesicherten Fischotterbestandes in der Schweiz.

Vordergründig mag es als genügend erscheinen, wenn freigelassene Tiere in einem Gebiet überleben und sich fortpflanzen. Isolierte Kleinstpopulationen sind allerdings durch zufällige Ereignisse hochgefährdet und durch Inzucht latent bedroht. Die letzten, zerstreuten Fischottervorkommen in der Schweiz sind vielleicht deshalb im Verlauf der Sechziger- und Siebzigerjahre verschwunden. Als **Ziel**, an dem

der Erfolg allfälliger Aussetzungen gemessen werden sollte, wird im folgenden daher **mittelfristig der Aufbau einer kommunizierenden Population von mindestens 50 freilebenden Fischottern** vorgeschlagen, die langfristig als Grundlage für den Aufbau eines gesicherten Fischotterbestandes in der Schweiz (200 bis 500 Tiere) dienen könnte.

Eine Population von 50 Fischottern besteht derzeit in der Schweiz nicht. Dies kann zwei Gründe haben:

- Faktoren, welche zum Verschwinden der Art geführt haben, sind immer noch wirksam oder es bestehen andere negative Einflüsse, die ein Vorkommen verunmöglichen. Eine Aussetzung wird in diesem Fall nicht zum Ziel führen.
- Die Voraussetzungen für ein Vorkommen sind heute günstiger als früher und die Art fehlt, weil die Wiederbesiedlung verlorener Gebiete nicht möglich war (zu weite Entfernung zu bestehenden Ottervorkommen, zu geringe Vitalität bestehender Restvorkommen). Eine Aussetzung könnte in diesem Fall zum Ziel führen.

Kriterien für die Wiedereinbürgerung von Ottern werden u.a. von JEFFERIES & WAYRE (1983), von der I.U.C.N.-OTTER-SPECIALIST-GROUP (1984) und von MASON & MACDONALD (1986) genannt. Demnach sollen Fischotter nur ausgesetzt werden, wenn u.A. die folgenden Bedingungen erfüllt sind:

- Die örtliche Population ist zur Wiederbesiedlung eines Gebietes nicht in der Lage, bzw. so stark geschwächt, dass eine Bestandserholung unwahrscheinlich erscheint.
- Das Gebiet ist als Otter-Lebensraum geeignet. Insbesondere muss die Verfügbarkeit von Nahrung, Deckung und potentiellen Bau-Standorten ausreichen, die Schadstoffbelastung von Nahrung und Wasser nicht zu hoch sein und das Gebiet ausreichend störungsarm sein.
- Die Ursachen des Bestandesrückganges bestehen nicht mehr.
- Die ausgesetzten Tiere sind genetisch geeignet und können beschafft werden, ohne dass Wildpopulationen gefährdet werden.
- Die öffentliche Meinung im Aussetzungsgebiet ist für Fischotter günstig.
- Wissenschaftlich einwandfreie Planung und Erfolgskontrolle der Aussetzung sind gewährleistet.

3.3

Grossräumige Gebietsbeurteilung

Damit ein Tierbestand als gesichert gelten kann, muss er eine Mindestgrösse aufweisen. Diese kann entsprechend artspezifischer populationsbiologischer Eigenschaften und je nach den ökologischen Bedingungen des Lebensraumes sehr

unterschiedlich sein. Es sind drei verschiedenen Phänomene, welche die besondere Bedrohung von Kleinpopulationen begründen:

- Die **genetische Variabilität** kann in Kleinpopulationen durch Drift und Inzucht reduziert werden, wodurch die Frequenz ungünstiger Gene zunehmen kann. Dies kann sich in erhöhter Mortalität oder geringerer Fortpflanzungsleistung auswirken. Inzucht-Depression ist aus Tierzucht und Zootier-Haltung seit langem bekannt, aber ihre Bedeutung für freilebende Kleinstpopulationen ist umstritten. Generell gilt aus genetischen Gründen die Zahl von 50 Individuen als unterste Grenze für eine lebensfähige Population (z.B. FRANKLIN 1980). Erfahrungen, z.B. mit der Wiedereinbürgerung des Steinbockes in der Schweiz, weisen darauf hin, dass auch kleinere Populationen mittelfristig überlebensfähig sein können. BERRY (1983) meint, dass die Variabilität durch die genetische Struktur möglicherweise relativ gut geschützt ist.
- Kleinpopulationen sind durch **zufällige Ereignisse** gefährdeter als grössere Populationen (z.B. TERBORGH & WINTER 1980). Dies kann anhand einfacher Wahrscheinlichkeitsrechnung an einem Beispiel erklärt werden: Bei einer zufallsverteilten Mortalität von 50 % pro Jahr wird in einer Population von 2 weiblichen und 2 männlichen Tieren durchschnittlich alle 2 Jahre nur das eine Geschlecht überleben; die Population erlischt. Bei einer Population von je 5 Individuen ist ein solches Ereignis nur alle 16 Jahre zu erwarten.
- Kleinpopulationen können durch **lokale Katastrophen** vollständig ausgelöscht werden, die von einer grösseren Population problemlos abgepuffert würden. Bei der aktuellen Verbreitung des Fischottern in der Schweiz hätte ein "Fischsterben" im Schwarzwasser (z.B. wegen Jauche-Einleitung) vermutlich das Verschwinden der Art in unserem Land zur Folge¹. Vor hundert Jahren hätte das gleiche Ereignis nur vorübergehende Wirkung gehabt; nach einigen Jahren wäre das Gebiet wieder von einwandernden Ottern aus der Umgebung besiedelt worden. Da Fischottern derzeit in der Schweiz vermutlich allenfalls marginale Habitate zur Verfügung stünden, könnte sich bereits eine geringfügige Änderung der Umweltbedingungen als lokale Katastrophe entpuppen.

Es gibt keine objektiven Grundlagen, nach denen eine erforderliche Mindestgrösse für eine gesicherte Fischotterpopulation in der Schweiz berechnet werden könnte. Das vorgeschlagene Ziel einer kommunizierenden, freilebenden Fischotterpopulation von 50 adulten Fischottern, an dem der Erfolg von Aussetzungen gemessen werden sollte, ist daher auf der Basis der oben genannten Überlegungen relativ willkürlich gewählt.

Angesichts des bestehenden Zustandes potentieller Fischotterhabitate in der Schweiz (MÜLLER et al. 1976) scheint es ausgeschlossen, dass ein ausreichend grosser, durchgehend optimaler Lebensraum für 50 Fischotter derzeit in der

¹ Als dieses Gutachten 1987 geschrieben wurde, war noch nicht bekannt, dass das Schwarzwasser-Vorkommen des Fischotterns unterdessen erloschen war.

Schweiz besteht. Eine ausreichende Zahl kleinerer günstiger Habitats könnte aber möglicherweise ein langfristiges Überleben der Art sicherstellen, wenn diese Inseln untereinander von (aus-)wandernden Individuen erreicht werden können. Dadurch wird ein Gen-Austausch zwischen den Kleinstpopulationen möglich und lokale Bestandsschwankungen bzw. -zusammenbrüche können durch Überschüsse in anderen Gebieten ausgeglichen werden. Anzustreben ist ein System von Lebensräumen mit genügend Ressourcen für reproduzierende Kleinstpopulationen (am besten rechtlich ausreichend gesicherte "otter havens", JENKINS 1981), welche untereinander erreichbar sind und von Fischottern auch gefunden werden können.

Ein besonderes Problem könnten in der Schweiz Gebiete bilden, welche für Fischotter attraktiv sind, die ökologisch aber als "sinks" funktionieren, d.h. eine negative Populationsbilanz aufweisen. Es ist beispielsweise anzunehmen, dass eine hohe PCB-Belastung der Nahrung zu totalem Reproduktionsausfall führen kann. Es ist aber unwahrscheinlich, dass diese Belastung von den Fischottern wahrgenommen wird. Wenn nun fisch- und deckungsreiche, d.h. für Fischotter attraktive Gebiete, eine hohe PCB-Belastung aufweisen, könnten ausgesetzte Tiere genau diese Gebiete aufsuchen, wenn sie in einem wenig belasteten Gewässersystem der Umgebung ausgesetzt wurden, das beispielsweise weniger fischreich ist. Damit wären sie für den Aufbau einer reproduzierenden Fischotterpopulation verloren.

Noch verheerender kann die Wirkung von "sinks" sein, wenn in ihnen eine hohe Mortalität herrscht. Es könnten dann immer wieder Tiere aus der Umgebung einwandern und für die Population verloren gehen, so dass durch ein solches Gebiet Bestände der Umgebung gewissermassen "ausgesogen" werden. Voraussichtliche ökologische "sinks" werden im folgenden als "Risikohabitats" bezeichnet.

Für eine Grundsatzentscheidung für oder gegen Fischotter-Aussetzungen in der Westschweiz muss das Gebiet daher als Ganzes beurteilt werden, wobei folgende Fragen zu stellen sind:

- **Welche Gebiete bieten ein ausreichendes Ressourcenangebot für eine reproduzierende Kleinstpopulation von Fischottern und gleichzeitig keine bedeutenden Risiken?**
- **Welche Gebiete sind für Fischotter attraktiv, aber gefährlich (Risikohabitats)?**
- **Wie ist die Qualität der dazwischenliegenden Räume (Distanzen, Hindernisse, Trittsteine)?**

Mit Hilfe eines Habitatmodells können die oben genannten Fragen beantwortet werden. Die Antworten können dabei nicht besser als das Habitatmodell sein, welches auf einigen zwar plausiblen, aber dennoch nicht genügend gesicherten Annahmen beruht. Deshalb wird das Ergebnis einer Habitatanalyse nicht eine Voraussage der Überlebenschancen von Fischottern in der Westschweiz sein, sondern nur eine Diskussionsgrundlage zu einer letztlich subjektiven Beurteilung der Situation.

Es muss in einer solchen Diskussion entschieden werden, ob das Ziel erreichbar scheint. Dies muss nicht zwangsläufig ein Entscheid für oder gegen Aussetzungen sein. Die Bestimmung von geeigneten Aussetzungsgebieten unter anderen primären Zielsetzungen (z.B. wissenschaftliche Forschung) würde allerdings ein völlig anderes Vorgehen als das hier beschriebene erfordern.

3.4

Wahl konkreter Aussetzungsorte

Falls die grossräumige Gebietsbeurteilung ergeben hat, dass Chancen für den Aufbau einer Fischotterpopulation bestehen, muss nun entschieden werden, wo Tiere ausgesetzt werden sollen. Im Gegensatz zur Grundsatzentscheidung für oder gegen Aussetzungen ist diese Entscheidung eher methodisch-technisch orientiert.

Es geht darum, eine Strategie zu entwickeln, wie die potentiellen Fischotter-Lebensräume durch Aussetzung am effektivsten besiedelt werden können. Merkmale einer guten Strategie sind: wirkungsvoller Einsatz der verfügbaren Mittel (Tiere, Geld, Infrastruktur, Zeit), Anpassungsfähigkeit an veränderte Rahmenbedingungen (z.B. unerwartete Gebietsveränderungen und Populationsentwicklungen) und die Möglichkeit, aus Erfolgen und Misserfolgen zu lernen und so das Vorgehen zu verbessern.

Die Bezeichnung geeigneter Aussetzungsorte ist nur ein Teil einer solchen Strategie, die unter Berücksichtigung bisheriger Erfahrungen mit Wiedereinbürgerungen und Aussetzungen von Fischottern und anderen Säugetieren, verfügbarer Kenntnisse der Fischotterbiologie und verfügbarer Mittel, ausgehend von der Habitatanalyse entwickelt werden muss. Einige Gesichtspunkte, die in diesem Zusammenhang eine Rolle spielen können, werden im Folgenden kurz gestreift.

Selbstverständlich ist ein gutes Ressourcenangebot in einem Gebiet Voraussetzung für eine Aussetzung. Das "beste" Fischotterhabitat ist aber nicht unbedingt das beste Aussetzungsgebiet. Wichtig kann es zum Beispiel auch sein, dass die Distanz zu bestehenden Populationen nicht zu gross und deshalb Ein- und Auswanderung unmöglich ist. Neben der Distanz kann auch die Qualität zwischen einzelnen "Habitatinseln" entscheidend sein, so zum Beispiel das Vorhandensein von Barrieren oder suboptimalen Habitaten (= Trittssteine). Es sollte eine hohe Wahrscheinlichkeit bestehen, dass noch nicht besetzte potentielle Habitate von "überschüssigen" Tieren aus Aussetzungsgebieten besiedelt werden können. Wichtig ist es auch, dass wandernde Individuen sich nicht in fischotterfreien Gebieten verlieren, oder in Habitaten ansiedeln, in denen sie zu hohen Risiken ausgesetzt sind. In beiden Fällen wären sie für die Population verloren.

Aussetzungsgebiete sollten so gewählt werden, dass sie für eine wissenschaftliche Überwachung geeignet sind (damit aus Fehlern gelernt werden kann). Ausserdem können auch aussetzungstechnische, rechtliche und politische Gesichtspunkte entscheidend sein. Schliesslich soll auch geklärt werden, ob durch eine Fischotteraussetzung eventuell das Überleben anderer gefährdeter Arten bedroht werden könnte.

Der konkrete Informationsbedarf zur Entscheidung über Aussetzungsorte kann noch nicht definitiv beurteilt werden. Neben der grossräumigen Habitatanalyse werden Angaben über bestehende Fischottervorkommen in der Schweiz und im angrenzenden Ausland, und über Bestandstrends in diesen Populationen erforderlich sein.

3.5

Vorschlag für ein Evaluationsverfahren von Fischotter-Aussetzungsgebieten

In den voranstehenden Abschnitten wurde darauf hingewiesen, wie komplex die Frage nach optimalen Aussetzungsgebieten werden kann. Es wird mit Sicherheit nicht möglich sein, alle Eventualitäten bei ihrer Beantwortung zu berücksichtigen; zumindest die leicht zugängliche Information sollte aber soweit als möglich verwendet werden.

Zur Evaluation von Fischotter-Aussetzungsgebieten kann gemäss untenstehendem Schema verfahren werden. Fettschrift kennzeichnet Arbeitsprozesse, bei denen ausländische Fischotterspezialisten zugezogen werden sollten.

Abbildung 4: Schema des Evaluationsverfahrens für Fischotter-Aussetzungsgebiete, erste Phase Grundsatzentscheid Wiedereinbürgerung ja oder nein

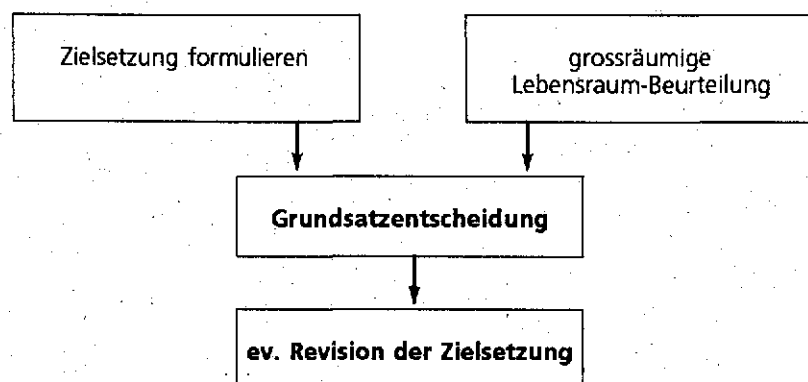
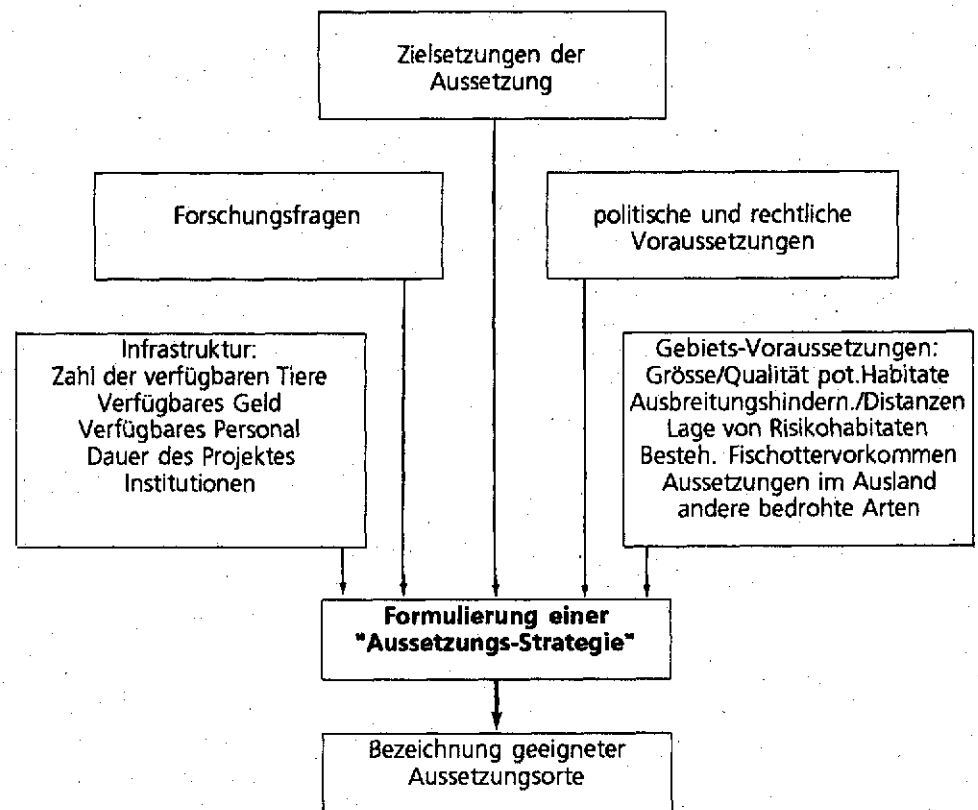


Abbildung 5: Schema des Evaluationsverfahrens für Fischotter-Aussetzungsgebiete, zweite Phase Evaluation zweckmässiger Aussetzungsorte



4.1

Zusammenfassung

Zur Klärung der Frage, ob grundsätzlich Erfolgchancen für eine Wiedereinbürgerung des Fischotters im Untersuchungsgebiet bestehen, muss das zu untersuchende Gebiet an den Ansprüchen gemessen werden, die Fischotter an ihren Lebensraum stellen. Diese Ansprüche werden als "Fischotter- Habitatmodell" aufgrund der aktuellen Kenntnisse über die Biologie der Art formuliert.

Über die Biologie von Fischottern in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft ist kaum Wissen vorhanden. Weder sind die Gründe für den dramatischen Bestandsrückgang endgültig geklärt, noch besteht Klarheit über die Gründe für das bisherige Scheitern von Schutzbemühungen. Immerhin gibt es aber einige plausible Erklärungen hierzu, so dass ein **Habitatmodell als Hypothese der Fischotter-Umwelt-Beziehungen** formuliert werden kann.

Das Modell charakterisiert vier Typen von Lebensräumen:

- Gebiete, welche wahrscheinlich allen Ansprüchen einer Fischotter-Kleinstpopulation genügen ("**potentielle Fischotterhabitate**").
- Gebiete, welche wahrscheinlich für Einzelindividuen zumindest temporär geeignet sind, sogenannte ökologische Trittsteine ("**marginale Habitate**").

¹ Gekürzter, zweiter Teil des Gutachtens: Ein Modell zur Evaluation potentieller Fischotter-Habitate in der Schweiz. Darius Weber 1987. Hintermann & Weber, Reinach, im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz.

- Gebiete, welche für Fischotter attraktiv sind, in denen aber eine negative Populationsbilanz zu erwarten ist, d.h. ökologische "sinks" ("**Risiko-habitate**").
- Gebiete, welche als Fischotter-Lebensräume **ungeeignet und** für Fischotter **nicht attraktiv** sind.

Aufgrund der Ausdehnung und der räumlichen Anordnung dieser Habitatstypen kann abgeschätzt werden, ob Chancen für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung im Untersuchungsgebiet bestehen.

Zur Charakterisierung dieser vier Habitatstypen werden hauptsächlich folgende Umweltgrößen verwendet: Fischbiomasse, Vegetationsdeckung, Hindernisse, lokale Störungsquellen, Schadstoffbelastung der Fische und ufernahe Strassen. Ausserdem werden Parameter der räumlichen Ausdehnung und Verteilung von Ressourcen definiert. Es wird dargelegt, wie diese Parameter im vorgeschlagenen Untersuchungsgebiet mit vertretbarem Aufwand in der erforderlichen Aussage-schärfe erhoben werden können.

Dieses Gutachten wurde anfangs 1987 auf der Basis des aktuellen Wissensstandes erarbeitet, soweit dieser bereits in publizierter Form vorlag. Um sicherzustellen, dass auch unpubliziertes Wissen nach Möglichkeit berücksichtigt wurde, fanden Diskussionen mit sechs der bedeutendsten Fachspezialisten Europas statt¹. Da gegenwärtig innerhalb verschiedener Forschungsgruppen in Europa intensive Untersuchungen zur Fischotterbiologie laufen, wird das Habitatmodell innerhalb weniger Jahre überholt sein.

4.2

Zweck des Modelles

Das im folgenden dargelegte Modell der Habitatansprüche des Fischotters soll die theoretische Grundlage für die Beurteilung der grundsätzlichen Erfolgsaussichten einer Fischotter-Aussetzung in der Westschweiz liefern. Es bezweckt in diesem Zusammenhang eine Charakterisierung von Habitaten, in denen Fischotter möglicherweise leben und sich erfolgreich fortpflanzen können. Habitate sollen in dieser Hinsicht eher zu günstig als zu ungünstig bewertet werden. Mit dem Begriff **Fischotterhabitat** sind Lebensräume gemeint, die **allen Ansprüchen** einer isolierten kleinstmöglichen Reproduktionseinheit (1 männliches und 1 weibliches Tier) genügen, darin eingeschlossen erfolgreiche Welpenaufzucht.

¹ Ich möchte allen Personen herzlich danken, die ihre kostbare Zeit für Besprechungen und Exkursionen im Zusammenhang mit der Bearbeitung des Gutachtens zur Verfügung stellten, und deren Gastfreundschaft ein übliches Mass weit überschritt: Christian Bouchardy, Yves Boulade, Hans Kruuk, Sheila Macdonald, Chris Mason, Mats Olsson, Claus Reuther, Joseph Taradellas, Jean-Marc Weber.

Zur grossräumigen Beurteilung eines Gebietes bezüglich der Eignung für eine Fischotterpopulation muss das Modell ausserdem folgende Lebensraumtypen charakterisieren: (1) marginale Habitate, in denen Fischotter zumindest temporär leben könnten (ökologische Trittsteine). (2) Habitate, die für Fischotter attraktiv sind, aber hohe Risiken bergen. (3) Ausbreitungshindernisse.

Das Modell wurde nur zum oben genannten Zweck formuliert und kann nicht ohne weiteres für andere Zwecke verwendet werden. Insbesondere eignet es sich nur mit Vorbehalten für die Charakterisierung von Fischotterhabitaten in anderen Gebieten. Das Modell bezweckt keine relative Bewertung der Qualität von Fischotterhabitaten und genügt nicht als alleinige Grundlage zur Ermittlung von günstigen Aussetzungsgebieten.

4.3

Aufbau des Modelles

Die Habitatqualität für eine Tierart kann aufgrund von aktuellen Bestandsdichten, aufgrund von berechneten Kapazitätsgrenzen, aufgrund von Reproduktionsraten, aufgrund der Ein- und Auswanderungsbilanz oder aufgrund von Kondition und Konstitution der betreffenden Art bewertet werden. Eine ökologische Analyse von Lebensräumen mit unterschiedlichen Qualitäten kann Aufschluss über Schlüsselfaktoren geben, welche die Habitatqualität bestimmen.

Beim Fischotter fehlen derzeit die Grundlagen für ein solches Vorgehen fast vollständig. Es ist aus verschiedenen Gebieten meist nur bekannt, ob Otter vorhanden sind oder nicht, wobei das Fehlen nicht unbedingt auf mangelnder aktueller Habitatqualität beruhen muss und ein Otternachweis auch von einer aussterbenden Population oder einem durchziehenden Individuum stammen kann. Diese Gesichtspunkte werden im Abschnitt 5.4 ausführlicher diskutiert.

Ein grundsätzliches Problem bei der Analyse von Faktoren, welche für die Habitatqualität entscheidend sein könnten, stellen die hohe Mobilität, die ökologische Anpassungsfähigkeit und die grossen genutzten Räume beim Fischotter dar. Fischotter werden in sehr heterogenen Gebieten nachgewiesen, wobei es sehr schwierig sein kann, die für das Vorkommen relevanten Ressourcen und ihre erforderliche räumliche Anordnung zu bestimmen. Studien über räumliche Nutzungsmuster verschiedener Ressourcen bei freilebenden Fischottern an Binnengewässern sind aufwendig und daher bislang kaum durchgeführt worden¹.

Angesichts der beschränkten Kenntnisse erscheint es vermessen, die Eignung von Fischotterhabitaten in einem Gebiet voraussagen zu wollen. Da aber eine Grundsatzentscheidung über Fischotter-Aussetzungen aus verschiedenen Gründen

¹ *Unterdessen wurden solche Untersuchungen in Schottland begonnen.*

getroffen werden muss, ist es besser, aufgrund von unsicheren Grundlagen, als ganz ohne Grundlagen zu entscheiden.

"In the real world problems often have to be solved in a hurry and with inadequate evidence. We must be prepared to undertake problems even where we realize our answers will be less than perfect." (BRADSHAW 1982)

Um den beschränkten biologischen Kenntnissen über quantitative Umwelt-Fischotter-Beziehungen und dem Zweck des Modelles gerecht zu werden, wurde ein möglichst einfacher Ansatz gewählt. Er beruht auf der vereinfachenden **Annahme, dass ein Fischotter-Habitat ein Angebot unabhängiger Ressourcen aufweisen muss, deren Mindestqualität durch Grenzwerte definiert werden kann.** Diese Ressourcen sind Wasser, Nahrung, Deckung, potentielle Bau-Standorte und störungsfreie Zonen (z.B. MASON & MACDONALD 1986).

Beziehungen zwischen den Grenzwerten dieser Ressourcen bestehen zweifelsfrei, z.B. zwischen Deckung und Störung. Solche Zusammenhänge werden im Modell nicht berücksichtigt, insbesondere deshalb, weil dazu die biologischen Daten fehlen; eine willkürliche Definition quantitativer Beziehungen von Grenzwerten, die bereits unabhängig voneinander nur auf ungenügenden biologischen Kenntnissen beruhen, ist nicht zu vertreten. Die einzige Ausnahme hierzu bilden unterschiedlich angenommene Raumansprüche in Seen und Fließgewässern.

Ein Zusammenhang zwischen einzelnen Ressourcen wird nur durch die Definition der räumlichen Auflösung des Modelles und durch eine zusätzliche Kategorie von Variablen, die sich als Raumansprüche bezeichnen lassen, hergestellt. Auch hierfür werden soweit vertretbar Grenzwerte verwendet. Die räumliche Auflösung wird aufgrund von Kenntnissen über das Verhalten von Fischottern, zusätzlich aber auch aufgrund von praktischen Überlegungen bei der Habitatbonitierung festgelegt.

Risiken werden wie Ressourcen als unabhängig angenommen. Soweit vertretbar, werden auch für Risikofaktoren Grenzwerte definiert. Wie bei Ressourcen bedeutet dieser Ansatz eine starke Vereinfachung, weil dem Umstand nicht Rechnung getragen wird, dass verschiedene alleine tragbare Teilrisiken ein untragbares Gesamtrisiko ergeben können. Auch hier erscheint aber eine quantitative Verknüpfung angesichts bestehender Kenntnisse nicht vertretbar.

Gemäss diesem Modell-Aufbau darf ein potentielltes Fischotterhabitat

- **in keiner Ressourcen-Kategorie den definierte Grenzwert unterschreiten,**
- **keinen Grenzwert bezüglich räumlicher Anordnung der Ressourcen unterschreiten,**
- **in keinem Risikofaktor einen Toleranzwert überschreiten.**

Der Vorteil dieses Modell-Aufbaues besteht darin, dass es zur Beurteilung von potentiellen Fischotterhabitaten nicht erforderlich sein muss, absolute Werte für das Ressourcen-Angebot zu erheben; es reicht, festzustellen, ob Werte über- oder

unterschritten werden. Dies kann insbesondere bei aufwendig zu ermittelnden Parametern eine erhebliche Arbeitersparnis bringen.

Der Nachteil ergibt sich aus der problematischen Definition von Grenzwerten und der Nicht-Berücksichtigung von funktionellen Zusammenhängen zwischen verschiedenen Variablen. Dieser Nachteil wird insofern etwas gemildert, als nach Möglichkeit jeweils zwei Grenzwerte (sicher ungenügend, genügend) gegeben werden.

4.4

Relevante Grundlagendaten zur Fischotter-Biologie¹

Allgemeines, Problematik beschränkter Kenntnisse:

"We have little idea of their minimum requirements... Typically, in much of western Europe, otter numbers are low...and yet we know almost nothing about their behaviour under such conditions." (MACDONALD 1987)

Angeichts des fortdauernden Bestandsrückganges in ganz Europa stellt sich die Frage von Schutzmöglichkeiten seit Jahren und, daraus abgeleitet, die Frage nach den Ansprüchen, welche die Art an ihren Lebensraum stellt. Obwohl allein in den letzten zehn Jahren mehrere hundert wissenschaftliche und parawissenschaftliche Publikationen zu diesem Thema erschienen sind, können die Minimal-Voraussetzungen, welche für ein langfristiges Überleben einer Fischotterpopulation in einem Gebiet gegeben sein müssen, derzeit günstigstenfalls in Form grober Hypothesen formuliert werden. Dies liegt unter anderem daran, dass sich essentielle Ressourcen und ihre erforderliche räumliche und zeitliche Verteilung beim Fischotter aufgrund seiner Lebensweise besonders schwer ermitteln lassen.

Um Voraussagen über möglicherweise vorhandene Fischotter-Lebensräume in der Schweiz machen zu können, helfen Kenntnisse über ideale Habitate in anderen Ländern wenig; die grossräumigen, unberührten, eutrophen Fluss- und Seelandschaften des Tieflandes gibt es hierzulande längst nicht mehr. Andererseits ist klar, dass Fischotter auch in weniger günstigen Habitaten leben können; unklar ist aber bislang, wie weit sich welche Faktoren vom Ideal entfernen dürfen. Immerhin ist es bisher aber gelungen, einige entscheidende Faktoren eines Otterhabitates herauszuarbeiten und grobe Vorstellungen darüber zu entwickeln, in welcher

¹ Dieses Kapitel dient einzig der Rechtfertigung für die Annahmen des Habitatmodells und soll nicht als Versuch einer Kurzmonographie missverstanden werden. Für einen aktuellen Überblick über den Stand der Forschung wird auf die Monographie von MASON & MACDONALD (1986) verwiesen.

Grössenordnung sie gegeben sein müssen, damit Fischotter in einem Gebiet vorkommen können. Solche Faktoren werden in den folgenden Abschnitten diskutiert¹.

Um eine Vorstellung über die Grundlagen der in diesen Abschnitten zitierten Daten zu geben, aber auch um die grundsätzlichen Probleme bei der Erforschung von Habitatansprüchen des Fischotters darzulegen, müssen die häufigsten methodischen Ansätze im Folgenden kurz vorgestellt und kritisch diskutiert werden. Diese Diskussion soll auch der Rechtfertigung des trotz umfangreicher Fachliteratur nur groben und hypothetischen Habitatmodelles dienen.

(1) Der Rückgangs-Ursachen-Ansatz vergleicht mit Hilfe von räumlichen und/oder zeitlichen Korrelationen die Umweltbedingungen in Gebieten mit und ohne Fischottervorkommen. Diejenigen Umweltveränderungen, welche mit dem Aussterben des Otters korrelieren, werden als entscheidende Faktoren der Lebensraum-Qualität angesehen. Fischotterspezifische Probleme bei diesem Ansatz bestehen insbesondere, weil:

- einerseits räumlich und zeitlich das Aussterben des Fischotters meist nur grob beschrieben werden kann und andererseits sich zahlreiche Umweltbedingungen extrem stark und teilweise gleichzeitig verändert haben.
- bei einem Vergleich von Gebieten mit und ohne Fischotter oft unklar ist, ob das Fehlen in einem Gebiet darauf zurückzuführen ist, dass dort tatsächlich aktuell ungenügende Lebensraum-Bedingungen bestehen.
- die Feststellung, dass Fischotter in einem Gebiet regelmässig nachgewiesen werden, nicht bedeuten muss, dass das Gebiet eine positive Populationsbilanz aufweist und damit den Ansprüchen der Art genügt.

(2) Der Spurendichte-Habitatqualitäts-Ansatz versucht innerhalb von und direkt anschliessend an Gebiete mit bekannten Fischottervorkommen aus Korrelationen von Spurendichte und Habitatcharakteristika die relevanten Faktoren herauszuarbeiten. Am häufigsten werden Losungsmarken als Fischotterspuren verwendet. Teile eines Otterstreifgebietes ohne oder mit sehr geringer Markierungsintensität werden als schlechtes Habitat gedeutet. Probleme dieses Ansatzes bestehen hauptsächlich, weil

- die Annahme, dass beim Fischotter Markierungs- und Nutzungsintensität von Gebieten proportional sind, nicht genügend durch Felddaten belegt ist.
- essentielle Ressourcen nicht zwangsläufig intensiv genutzt werden müssen und umgekehrt.
- Habitate mit regelmässiger Fischotter-Aktivität nicht zwingend Bedingungen aufweisen, welche für das langfristige Vorkommen der Art genügen.
- das Problem der räumlichen Auflösung einer Korrelationsanalyse von Nutzungsintensität und Habitatcharakteristika nicht befriedigend zu lösen ist.

¹ Zusätzliche Erläuterungen zu einzelnen Faktoren finden sich in Anhang 9.1.

Es sind, ausser der diskreten Lebensweise, also insbesondere drei Eigenschaften des Fischotters, welche es im Vergleich zu anderen Arten methodisch besonders schwer machen, ein essentielles Ressourcen-Angebot zu definieren:

- Die **lange Lebensdauer** einzelner Individuen und die **geringe Reproduktionsrate** führen zu Verzögerungseffekten zwischen Umweltveränderungen und signifikanten Veränderungen von Populationsdichten.
- Die **hohe Mobilität** der Tiere erschwert in der heterogenen Kulturlandschaft die Zuordnung von Fischotternachweisen zu bestimmten Habitatqualitäten.
- Die ausgesprochene **Plastizität des Verhaltens** macht die Identifikation essentieller Ressourcen und das Übertragen von Befunden aus einem Gebiet auf andere Gebiete sehr schwierig.

Es ist aus den geschilderten Gründen deshalb nicht erstaunlich, dass verschiedene Autoren bei der Bonitierung von Otterhabitaten unterschiedliche Kriterien verwenden (siehe 5.5). In den folgenden Abschnitten wird anhand der Fachliteratur erläutert, welche Überlegungen zur Definition des Fischotter-Habitatmodelles Schweiz geführt haben, bzw. auf welchen Annahmen und Daten die Auswahl und Skalierung der verwendeten Parameter beruht.

Wasser:

Der Fischotter ist in seinem gesamten Verbreitungsgebiet an Wasser gebunden. Zahlreiche morphologische, ethologische und physiologische Merkmale sind eng an das Substrat Wasser angepasst (z.B. FESTETICS 1980). Obwohl sich Otter nur während eines Teils ihrer Aktivitätszeit im Wasser aufhalten (GREEN et al. 1984) und sich auch mehrere Kilometer von Gewässern entfernen können (USINGER 1954), kann Wasser als essentielle Ressource betrachtet werden. Die von Ottern besiedelten Binnengewässer umfassen das ganze Spektrum von Sumpfgebieten über kleinste Bäche zu den Tieflandströmen, von kleinen Tümpeln über Fischzuchtteiche bis zu Seen (MASON & MACDONALD 1986).

Angeichts der bestehenden Kenntnisse halte ich eine Formulierung von Grenzwert-Annahmen über Freiwasserflächen, Wassertiefe, Flachwasserzonen, Sichttiefen und Strömungsgeschwindigkeit nicht für gerechtfertigt. Wasserverschmutzung ist indirekt im Zusammenhang mit der Beeinflussung der Fischbestände und der Schadstoffbelastung der Nahrung des Otters relevant und wird über diese Faktoren ins Habitatmodell integriert.

Nahrung:

Über die Nahrung des Fischotters liegen zahlreiche Untersuchungen aus verschiedenen Teilen seines Areales vor (MASON & MACDONALD 1986, ISHUNIN 1961, PAVLOV & KIRIS 1960, STUBBE 1973, HEPTNER & NAUMOV 1974, TEPOV 1953, LOPEZ-NIEVES & HERNANDO 1984, BOUCHARDY 1986, LIBOIS et al. 1987). Dabei wurden so unterschiedliche Habitate wie Meeresküsten, Tieflandflüsse, Bergbäche, eutrophe und oligotrophe Seen und Sumpfgebiete berücksichtigt. Allgemein kann die Nahrungsnische des Otters wie folgt charakterisiert werden (ERLINGE 1967a): Ein Raubtier, welches sich von Tieren passender Grösse ernährt, die mehr oder weniger stark mit aquatischen Habitaten assoziiert sind. Ein weites Spektrum von Arten wird erbeutet, wobei so unterschiedliche Grössen und Taxa wie Wasserkäfer, Frösche, Schlangen, Enten, Bismarratten und Fische bis zur Grösse eines Otters gefunden werden.

Die Ernährung an einem bestimmten Ort ist hauptsächlich von der Verfügbarkeit verschiedener potentieller Nahrungsquellen abhängig (z.B. ERLINGE 1967a, LOPEZ-NIEVES & HERNANDO 1984, JENKINS et al. 1979); in vergleichbaren Lebensräumen gleicht sich auch die Fischotternahrung. Die Hauptnahrung bilden an praktisch allen untersuchten Binnengewässern Fische verschiedener Arten. Sie machen meist über 80 % der Fischotternahrung aus. Weitere Nahrungskomponenten, die gebietsweise ins Gewicht fallen, sind Krebse, Anuren und Wasservögel. In mediterranen Gebieten können ausserdem Reptilien (*Natrix maura*, *Emys orbicularis*) von Bedeutung sein.

Entscheidend für die Qualität des Nahrungsangebotes in einem Gebiet ist letztlich die Verfügbarkeit, welche sich aus der Biomasse¹, der Arten- und Grössenzusammensetzung, der Raumnutzung und dem zeitlichen Verteilungsmuster der Fische und aus der Gestalt des Gewässers und seiner Ufer ergibt. Diese Daten sind allerdings sehr schwierig zu erheben und ihre Verknüpfung zu einem quantitativen Modell der Nahrungsverfügbarkeit an einem bestimmten Ort ist anhand der bestehenden Kenntnisse nicht möglich. Angesichts dieser Schwierigkeiten werden Grenzwerte für die Eignung eines Fischotterhabitates bezüglich Nahrungsangebot für Parameter gegeben, welche die Verfügbarkeit für Otter nur sehr unvollständig beschreiben, welche aber mit vertretbarem Aufwand zu erheben sind und durch wissenschaftliche Daten begründet werden können. Diese Parameter sind Wassertiefe und Fischbiomasse.

Einem Fischotter stehen nicht alle Fische eines Gewässers als potentielle Nahrung zur Verfügung, da seine Tauchtiefe begrenzt ist. Obwohl grössere Tauchtiefen

¹ Da ein Fischotter einem Gewässer Fische als Nahrung entzieht, beeinflusst er natürlich die Biomasse. Für die langfristige Eignung müsste daher die Biomasse-Produktivität als Mass genommen werden. Da die Produktivität aber direkt nur mit sehr grossem Aufwand ermittelt werden kann und eine indirekte Berechnung aufgrund der Habitatparameter nur grob möglich ist, wird mit der Biomasse gearbeitet. Zum Einfluss dieser Grösse auf Fischottervorkommen liegen zudem, im Gegensatz zur Produktivität, auch einige Daten vor.

nachgewiesen sind (z.B. TWELVES 1983), wird in Übereinstimmung mit MÜLLER et al. (1976) nur die Fischfauna in Wasserzonen bis zu 4 m Tiefe als potentiell Nahrungangebot berücksichtigt.

BOUCHARDY (1985) zeigt, dass die Nutzung von Gewässern durch Otter mit der Fischbiomasse gut erklärt werden kann, wobei 50 kg/ha als Grenze gelten können. Im Schwarzwassergebiet nutzen Fischotter Bachabschnitte mit ca. 64 kg Fischen pro km zumindest temporär, wobei es sich fast ausschliesslich um Bachforellen handelt (BIRCHER & FONG 1986). MAIZERET et al. (1981) halten eine Biomasse von 96 kg/km für ungenügend, wenn es sich dabei hauptsächlich um kleine Fische (< 30g) handelt. 135 kg/km sind dagegen ausreichend, wenn davon 50 kg aus Fischen von >50g bestehen.

Deckung, Störung:

Viele Autoren stimmen in der Ansicht überein, dass Fischotter Uferzonen mit Deckung in Form von dichter Vegetation bevorzugen. Verschiedentlich wird darauf hingewiesen, dass Deckung umso grössere Bedeutung als Habitatelement hat, je intensiver menschliche Störungen in einem Gebiet sind (MACDONALD et al. 1978, MACDONALD 1983, BECKER 1978). Mehrfach und in verschiedenen Ländern ist die Spurendichte von Fischottern in einem Gebiet mit der Deckung der Ufervegetation in Zusammenhang gebracht worden (z.B. MACDONALD et al. 1985, MACDONALD & MASON 1983a, 1983b und 1985, ELLIOT 1983, JENKINS & BURROWS 1980, BAS et al. 1984, PRAUSER 1985).

Die Meinung, der Fischotter sei ein grundsätzlich sehr scheues, technophobes Tier, ist auch in der populären Literatur weit verbreitet. Dies mag damit zusammenhängen, dass die Art in Mitteleuropa intensiv verfolgt wurde, und daher in den unzugänglichsten, ungestörtesten naturnahen Gegenden am ehesten überlebte (MÜLLER et al. 1976). Das gleiche Phänomen kann auch dadurch erklärt werden, dass die Gewässer in weniger abgelegenen Gebieten Mitte des Jahrhunderts infolge Verschmutzung nur sehr schlechte Fischbestände aufwiesen (REUTHER 1977). Die leichte Zähmbarkeit des Otters ist aber seit Jahrhunderten bekannt (FESTETICS 1980 und 1983) und weist darauf hin, dass der Grad der Menschenscheue beim Fischotter variabel sein kann. Dies entspricht im Übrigen der Beobachtung an zahlreichen Wildtieren, deren Scheue als Folge des Jagddruckes erklärt werden kann (WEBER 1983), und die mit einer zeitlichen Verzögerung nach Aufgabe der Jagd sehr störungstolerant werden können. Es gibt jedenfalls kaum Gründe dafür, dass Fischotter grundsätzlich scheuer und technophober sein sollten als andere mitteleuropäische Carnivoren (HEDIGER (1940) fand regelmässig Otterspuren an der Aare in der Stadt Bern).

Da in der Schweiz davon auszugehen ist, dass alle Gewässer zumindest tagsüber und im Sommer von Menschen begangen werden, ist die Vegetationsdeckung am Ufer vermutlich ein wichtiger Parameter für die Beurteilung potentieller Fischotterstandorte. Entsprechende Grenzwerte für Deckung werden daher definiert. Dabei wird ein System vorgeschlagen, das in England von S.MACDONALD und C.MASON benutzt wird (mündlich) und nur bedingt objektivierbar ist.

Als Störungsquellen werden Plätze, Einrichtungen und Bauten berücksichtigt, welche zumindest zu gewissen Jahreszeiten auch nachts dazu führen, dass sich Menschen oder Hunde regelmässig am Ufer oder im ufernahen Wasser aufhalten. Geringfügigere Störungen werden nicht als Habitatparameter berücksichtigt.

Baue, Verstecke:

Die Verfügbarkeit von Tagesverstecken, Bauen und Aufzuchtsbauen, bzw. von Stellen, die sich zur Anlage solcher Baue eignen wird von mehreren Autoren als Schlüsselgrösse bei der Verteilung von Fischottern angesehen (z.B. MACDONALD & MASON 1983a, REUTHER 1985a).

Für die Beurteilung von potentiellen Otterhabitaten in der Schweiz wird vorgeschlagen, das Angebot an Tagesverstecken nicht speziell, sondern zusammen mit der Deckung nach dem dort erwähnten System zu bewerten.

Potentielle Aufzuchtspätze sollen individuell ermittelt werden, wobei als Kriterien vorgeschlagen werden: Grossräumiger Schutz vor Anwesenheit von Menschen und Hunden, Deckung, Sicherheitsdistanz zum Hauptgewässer, mehrere gedeckte Zugänge zum Hauptgewässer, Nahrungsangebot des Hauptgewässers, Verfügbarkeit von Süsswasser in unmittelbarer Nähe, Hochwassersicherheit. Solche Gebiete werden voraussichtlich hauptsächlich in schluchtartigen, bewaldeten Tälchen von Seitenbächen oder in grösseren Schilf- und Auenwaldzonen liegen, falls diese vor menschlichem Betreten ausreichend geschützt sind.

Räumliche Organisation, Raumannsprüche:

Fischotter sind sehr mobile Tiere. Einzelne Individuen legen während einer Aktivitätsperiode regelmässig Strecken von 10 bis 20 km zurück (ERLINGE 1967b, GREEN et al. 1984, HODL-ROHN 1974), wobei auch weitere Tagesstrecken belegt sind (HEPTNER & NAUMOV 1974). Während der Jungenaufzucht sind Muttertiere weniger mobil; ERLINGE (1967b) gibt normale nächtliche Strecken von 2 - 3km an. Nach REUTHER (1985a) legen Fischotter grössere Strecken oft schwimmend zurück, doch können sie beim Wechsel zwischen verschiedenen Gewässersystemen

auch weite Landwege bewältigen. Normalerweise scheint aber ein häufiger kleinräumiger Wechsel zwischen Land und Wasser kennzeichnend für die Exkursionen aktiver Otter.

Die räumliche Organisation von Fischotterpopulationen scheint relativ variabel, wobei Verteilung der Ressourcen und die Populationsdichte vermutlich wesentlichen Einfluss haben (JENKINS 1980, ERLINGE 1967b und 1968b, KRUUK & HEWSON 1978, GREEN et al. 1984). ERLINGE (1968b) beschreibt Territorien männlicher Otter, welche wenig überlappen; gleiches gilt für Muttertiere mit Jungen, deren Territorien aber innerhalb derjenigen der männlichen Tiere liegen können. Ausserdem gibt es Individuen, die ein eher unstetes räumliches Verhalten zeigen und wahrscheinlich nur temporäre Territorien besetzen.

Das bestehende Wissen erlaubt es nicht, für ein bestimmtes Gewässersystem den minimalen Raumanpruch eines einzelnen Otters oder einer Kleinstpopulation zuverlässig abzuschätzen. Für die Ermittlung potentieller Fischotterhabitate in der Schweiz müssen daher aufgrund der vorhandenen Informationen relativ willkürliche Annahmen getroffen werden: Dabei kann davon ausgegangen werden, dass entlang der eutrophen Mittellandseen kleinere Gebiete ausreichend sind als an oligotrophen Fließgewässern. Die vorhandenen Daten geben aber immerhin eine Grössenordnung, die eine Berücksichtigung räumlicher Gesichtspunkte ermöglicht. Entscheidend ist es, dass verschiedene als günstig bewertete Gewässerabschnitte nicht durch Hindernisse getrennt sind.

Schadstoffe¹:

Fischotter sind unter den einheimischen Säugern bezüglich Bio-Akkumulation persistierender Schadstoffe aus zwei Gründen besonders gefährdet: Erstens stehen sie am Ende einer besonders langen Nahrungskette, und zweitens reichern sich manche Schadstoffe innerhalb von Gewässer-Ökosystemen stärker an als in terrestrischen Systemen.

Folgende Stoffe können nach OLSSON (1984) durch Bio-Akkumulation europäischen Ottern potentiell gefährlich werden: Toxaphene, DDT, Dieldrin, Chlordane, Quecksilber und andere Schwermetalle, PCBs, chlorierte Dibenzofurane, Dioxine, polychlorierte Naphthaline. Ohne Umweg über die Nahrungskette wurden schottische Otter durch eine Ölpest getötet (BAKER et al. 1981); dieser Autor hält Otter für sehr empfindlich gegenüber ölverschmutztem Wasser. BECKER (1978) weist auf die Problematik von Detergentien hin, welche die Fellbenetzung verstärken.

¹ Zum aktuellen Kenntnisstand der Bedeutung verschiedener Schadstoffe gibt MASON (1989) einen umfassenden Überblick. Dieser Abschnitt des Gutachtens von 1987 ist nicht mehr ganz aktuell und wurde daher stark gekürzt. Spezielle Erläuterungen über PCBs werden im Kapitel 7 gegeben.

Über die Konzentrationen, bei denen die genannten Stoffe bei chronischer Aufnahme populationsbiologische Auswirkungen auf Otter haben können, liegen nur grobe Vorstellungen vor. Immerhin wurden Mink (*Mustela vison*) und Frettchen (*M. putorius f. furo*) mehrfach als Modelle für die Wirkung chronischer Biozidbelastung benutzt. Es können grob drei Stufen negativer Auswirkungen unterschieden werden:

- Erhöhte Empfindlichkeit gegenüber physiologischem Stress ist der am schwersten zu quantifizierende Einfluss von Bioziden; Schadschwellen lassen sich kaum definieren, da die Effekte unspezifisch und graduell sind.
- Geringere Reproduktionsraten durch Embryonenverlust und postnatale Welpensterblichkeit, im Extremfall Sterilität, ist für manche Biozide nachgewiesen, z.B. für PCBs.
- Spezifische pathologische Effekte bis hin zum Tod betroffener Individuen sind Phänomene, die am besten mit bestimmten Stoffkonzentrationen in der Nahrung bzw. im Körpergewebe betroffener Tiere in Verbindung gebracht werden können.

MASON & MACDONALD (1986) und MASON (1989) geben einen Überblick über den Stand der Forschung bezüglich Schadstoffbelastung von Fischottern und über Konzentrationen im Futter (Fisch), die Fischotterpopulationen beeinträchtigen könnten. Im Habitatmodell wurden ausser PCBs keine Schadstoffe aufgenommen; die anderen Schadstoffe wurden nicht berücksichtigt, weil sie derzeit nicht oder nur mit sehr hohen Kosten nachweisbar sind (gewisse Organochloride) oder in der Schweiz höchstens lokal in für Otter problematischen Konzentrationen zu erwarten sind (Schwermetalle, DDT, Dieldrin, Endrin, Lindan, J. TARADELLAS mündlich). PCBs sind in der Westschweiz nach bisherigen Messungen überall in Konzentrationen zu erwarten, die in der Grössenordnung der Grenzwerte liegen. Regelmässige PCB-Belastung der Fischotternahrung von über 0.05 ppm¹ (Total-Frischgewicht) muss als untragbares Risiko angesehen werden.

Diverse Risiken:

Fischotter haben im Vergleich zu den meisten anderen einheimischen Säugetieren ein sehr geringes Reproduktionspotential und können daher schon durch eine relativ geringe, nicht dichteabhängige anthropogene Mortalität Bestandseinbussen erleiden (ERLINGE 1978).

Strassenverkehr wird besonders von deutschen Autoren als erhebliches Risiko für Fischotter genannt und mit Daten belegt (z.B. REUTHER 1985b, BUTZECK 1984,

¹ Dieser Wert war im ursprünglichen Habitatmodell auf 0.5 ppm festgelegt; aufgrund neuerer Untersuchungen von M. OLSSON und S. BRUIKHUIZEN wurde er später auf 0.05 ppm geändert. Ausführlichere Erläuterungen hierzu werden in Kapitel 7 gegeben.

HEIDEMANN 1980). Ein besonders hohes Risiko bilden Strassen, welche ein Gewässer überqueren, und die von den Fischottern auf ihren regelmässigen, weiten Streifzügen nicht innerhalb oder entlang des Gewässers unterquert werden können (z.B. Dämme mit Rohrdurchlässen, REUTHER 1985b). Reusen für Fische und Hummer bilden eine untragbare Gefahrenquelle innerhalb eines Fischotterhabitates (REUTHER 1985b, TWELVES 1983, HEIDEMANN 1981, STUBBE 1977, WLODEK 1980), wenn nicht spezielle, ottersichere Konstruktionen verwendet werden. Vergleichbare Gefahren gehen von Fallen für Bisamratten, Füchse und andere Raubtiere aus (WLODEK 1980, STUBBE 1980). Jagd bzw. Wilderei kann Fischotterpopulationen stark dezimieren (ERLINGE 1978). C. BOUCHARDY (mündlich) führt das Wieder-Erstarken der zentralfranzösischen Fischotterpopulation hauptsächlich auf die Abnahme der Jagd und Fallenstellerei zurück. Schliesslich können weitere Risiken verschiedenster Art bestehen, die einzeln ermittelt werden müssen, wie z.B. Flutwellen unterhalb von Elektrizitätswerken, spezielle Wasserfassungen und Wehre, Giftköder, streunende Hunde etc.

Die Tragbarkeit der genannten Risiken innerhalb von potentiellen Fischotterhabitaten kann nicht in Form von generellen Grenzwerten ermittelt werden, sondern muss für jeden Einzelfall bewertet werden.

4.5

Das Fischotter-Habitat-Modell Schweiz

Anwendungsbereich:

Geographisch: Das Modell soll potentielle Fischotterhabitats in der Westschweiz innerhalb des historischen Verbreitungsgebietes beschreiben. Da es auf der Basis von biologischen Daten aus verschiedenen Teilen Europas ermittelt wurde, kann es vermutlich die Eignung von Habitats auch in anderen Gebieten Mittel- und Nordeuropas voraussagen. Verschiedene Einschränkungen müssen allerdings entsprechend der speziell für schweizerische Verhältnisse gemachten Auswahl der Parameter berücksichtigt werden. Insbesondere sind Eisbildung, das Vorkommen von Amphibien und Minks (amerikanischen Nerzen) nicht berücksichtigt worden, welche in anderen Gebieten von Bedeutung sein könnten. Das Modell ist nicht geeignet, um die Eignung von Habitats an Meeresküsten zu beschreiben.

Zeitlich: Das Modell basiert auf dem aktuellen Zustand von evaluierten Gebieten. Die Eignung als Fischotterhabitat kann daher nur für die Zeit der Datenerhebung abgeschätzt werden. Das Modell sagt ausserdem nichts über langfristige (> 5

Jahre) Überlebensmöglichkeiten des Otters in einem Gebiet aus; Informationen über Grösse, Produktivität, Bestandsentwicklung und Dispersionsverhalten von Fischotterpopulationen der Umgebung, die dazu erforderlich wären, werden im Modell nicht verwendet.

Aussageschärfe: Das Modell basiert auf biologischen Kenntnissen, die zum grössten Teil nicht oder nur ungenügend genau quantitativ formuliert werden können. Es werden nur vier Kategorien der Habitateignung bonitiert: (1) Mögliches Fischotterhabitat, (2) marginales Habitat, (3) als Fischotterhabitat ungeeignet. Mögliche Fischotterhabitate können zudem (4) als Risikohabitate bezeichnet werden. Fast alle Grenzwerte beruhen aber eher auf subjektiver Einschätzung als auf wissenschaftlichen Erkenntnissen. Sie wurden so angesetzt, dass Habitate eher zu positiv als zu negativ bewertet werden. Das Modell sollte daher zum Erkennen ungünstiger Habitate besonders geeignet sein.

Verifizierungs-Niveau:

Das Habitatmodell wurde entwickelt, um eine Grobauscheidung von Gebieten zu ermöglichen, die eventuell als Habitate für Fischotter in Frage kommen. Es stellt eine **Hypothese über Art- Umwelt Zusammenhänge** dar, die nur zu einem kleinen Teil auf Kenntnissen über die genaue Wirkungsweise von Umweltfaktoren beruht.

Grenzwerte wurden nach Literaturangaben (5.4) und nach Angaben über schweizerische Fischottergewässer (MÜLLER et al. 1976) abgeschätzt.

Entwürfe des Modelles bzw. seiner Annahmen wurden von C.Bouchardy, H.Kruuk, S.Macdonald, C.Mason, C.Reuther und M.Olsson begutachtet und verbessert. Die Kenntnisse über die Charakteristika von aktuellen und historischen Fischotterhabitaten haben einen Test des Modelles an solchen Gebieten nicht ermöglicht. Hingegen ergaben sich nach den Kenntnissen der genannten Experten keine grundsätzlichen Widersprüche zwischen den Annahmen des Modelles und der aktuellen Verbreitung des Fischotters. C.Reuther schlägt allerdings vor, zusätzlich noch Charakteristika des Wasserkörpers (Flachwasserzonen) zu berücksichtigen.

Annahmen:

Übersicht: Annahmen zu Variablen, welche die Qualität von Fischotterhabitaten bestimmen, werden im Folgenden nach den Kategorien Ressourcen, Risiken und Raumansprüche gegliedert. Für alle Variablen aus den Kategorien Ressourcen und Raumansprüche wird ein Grenzwert für sicherlich ungenügend und für genügend

definiert. Soweit vertretbar, werden Grenzen zudem für Risikofaktoren definiert. Die wissenschaftlichen Grundlagen zu diesen Annahmen wurden bereits diskutiert (5.4). Eine kommentierte Liste von zusätzlichen Umweltgrössen, welche zur Beurteilung von Fischotterhabitaten von anderen Autoren verwendet wurden, findet sich am Schluss dieses Abschnittes. Ressourcen-Variablen werden jeweils für Uferstrecken von 1000 m bestimmt. Es wird angenommen, dass innerhalb dieser Flächeneinheit alle Ressourcen in genügender Qualität vorhanden sein müssen, damit ein Gebiet als Teil eines Fischotterhabitates in Frage kommt. Speziellere räumliche Annahmen werden bei einigen Variablen angeführt.

Ressource 1, Wasser: Wasser wird als essentiell für Fischotter angenommen. Eine spezielle Berücksichtigung dieser Tatsache im Habitatmodell ist nicht erforderlich, da über den Faktor Fische das Vorhandensein von Wasser ins Modell einfliesst. Der Zugang zum Wasser bzw. ans Land kann insbesondere bei Verbauungen schwierig oder unmöglich werden. Die Möglichkeit zum Wechseln zwischen Land und Wasser muss im Einzelfall abgeschätzt werden. Senkrechte Ufer von ≥ 40 cm müssen auf jeden Fall als unüberwindlich gelten. Sicher ungenügend sind Abschnitte, die auf > 100 m Länge keine Ein- und Ausstiege haben. Genügend sind Abschnitte, die mindestens alle 50 m einen Ein- und Ausstieg aufweisen.

Ressource 2, Nahrung: Es wird angenommen, dass die Ernährung von Fischottern in der Schweiz ausschliesslich auf der Basis von Fischen sichergestellt sein muss. Als Berechnungsgrundlage für das Fisch-Angebot werden nur Bereiche ≤ 4 m Wassertiefe berücksichtigt. Das Fischangebot muss ganzjährig zugänglich sein. Als Grenzwerte werden für das Fisch-Angebot definiert: Sicher ungenügend ist eine Biomasse ≤ 50 kg/ha, genügend ≥ 100 kg/ha.

Ressource 3, Deckung: Deckung (Sichtschutz und Schutz vor menschlichem Betreten) durch dichte Vegetation wurde in zahlreichen Ländern als Schlüsselfaktor für Vorhandensein oder Abwesenheit von Fischottern vermutet. Ausnahmen betreffen menschenleere Gegenden, was für die Schweiz nicht relevant ist. Jeder Vegetationstyp, in dem sich ein Fischotter verbergen kann, wird als Deckung bezeichnet. Dies betrifft insbesondere Buschwerk, Wald mit Strauchschicht, Hochstauden, Brombeer- und Schilfbestände. Zur Charakterisierung der Deckung wird eine Methode vorgeschlagen, welche von S. Macdonald und C. Mason in Grossbritannien angewendet wurde, und welche Sichtschutz, Schutz vor Betreten durch Menschen, sowie saisonale Veränderungen der Deckung berücksichtigt. Sie wird weiter unten beschrieben. Es lassen sich damit Kategorien für sicher ungenügend und für genügend definieren.

Ressource 4, potentielle Mutterbau-Standorte: Potentielle Standorte für Mutterbaue werden einzeln kartiert. Sie sollen folgende Charakteristika aufweisen: Absoluter Sichtschutz gegenüber Wegen und anderen Orten mit regelmässiger menschlicher Anwesenheit. Süsswasser in unmittelbarer Nähe verfügbar. Zur Bauanlage geeignete Strukturen. Hochwassersicherheit. Distanz zum Hauptgewässer mindestens 50 m. Hauptgewässer auf mehreren gedeckten Wegen erreichbar. Zu-

gänglichkeit für Menschen und Hunde stark erschwert. Als genügend werden potentielle Bau-Standorte bezeichnet, wenn sie an ≥ 2 km durchgehend geeignete Uferzonen anschliessen.

Ressource 5, störungsfreie Zonen: Die Störungsempfindlichkeit von Fischottern ist regional verschieden. Bei guter Vegetationsdeckung am Ufer toleriert die Art mehr menschliche Störung als in deckungsarmen Gebieten. Für die Schweiz muss angenommen werden, dass Störungen an allen Ufern auftreten können. Aus diesem Grund wird Deckung als essentielle Ressource angesehen. Nächtliche Störungen machen eventuell potentielle Lebensräume unbenutzbar. Damit ist die Anwesenheit von Menschen oder nichtdauernden Lärmquellen innerhalb der Uferzone (0 - 10 m) gemeint. Als Störungsquellen kommen dabei beispielweise in Frage: Temporär oder dauernd bewohnte Siedlungen, Campingplätze, Strandbäder, Bootsanlegeplätze, Häfen, Uferpromenaden, siedlungsnaher Spazierwege. Als genügend werden Uferabschnitte ohne Bootshäfen, Siedlungen, Campingplätze, und Uferpromenaden angenommen.

Risiko 1, Schadstoffe: Angaben über Grenzwerte beziehen sich auf Frischgewichte ganzer Fische, wobei ein repräsentatives Spektrum der vorhandenen Arten und Altersklassen berücksichtigt werden soll. Es wird vorgeschlagen, nur PCBs systematisch zu erfassen. Risiko untragbar: DDT und Metabolite 0.5 ppm; Dieldrin, Endrin, Lindan (Summe) 0.1 ppm; PCB 0.05 ppm; HCB 1.0 ppm; Hg 0.5 ppm; Cd 0.5 ppm; Pb 2.0 ppm.

Risiko 2, Verkehr: Strassen und Eisenbahnlinien entlang von potentiellen Otterhabitaten sind ein bedeutendes Risiko. Es kann angenommen werden, dass insbesondere Brücken, die nicht unterquert werden können und Strassen, welche entlang des Ufers oder durch uferbegleitende deckungsreiche Vegetation führen, gefährlich sind. Ausnahmen bilden Strassen, welche durch Mauern oder ähnliches fischottersicher vom Uferbereich abgetrennt sind. Risiko untragbar: (1) Kantonsstrasse oder Eisenbahnlinie überquert Gewässer oder Zugang zu pot. Ruheplatz und kann nicht unterquert werden. (2) Kantonsstrasse oder Eisenbahnlinie auf $> 1/4$ der Uferstrecke entlang Ufer in weniger als 20 m Abstand und anschliessend an Ufergehölz.

Risiko 3, Wehre, Wasserfassungen: Sind hinsichtlich ihrer Gefahr für Fischotter im Einzelfall zu überprüfen. Gefährliche Objekte bilden ein untragbares Risiko innerhalb von potentiellen Habitaten.

Risiko 4, Fischsterben: Als Gefahrenquellen kommen insbesondere Abwassereinsleitungen, Chemikalienunfälle, Abwärme in eutrophen Gewässern, ungenügende Restwassermengen in Frage. Diese Risiken sind für jeden Einzelfall abzuschätzen. Generell untragbare Risiken bestehen in Gewässern, in denen in den letzten 10 Jahren Fischsterben stattfanden, ohne dass die Ursache beseitigt oder ermittelt wurde.

Raumansprüche 1, Areal: Das erforderliche Mindestareal wird als Länge der Uferlinie gegeben. Es soll denjenigen Raum umschreiben, der für einen Rüden und eine Fähe inklusive Jungtiere ausreicht. Als genügend werden angenommen: 30 km Fließgewässer bzw. 15 km Ufer eutropher Seen.

Raumansprüche 2, Mobilität, Hindernisse: Innerhalb von potentiellen Habitaten dürfen keine unüberwindlichen Hindernisse und möglichst wenige die Fortbewegung behindernde Objekte vorhanden sein. Unakzeptable Hindernisse bilden grössere Wehre, Wasserfälle in Schluchten, und Stellen mit reissender Strömung, die nicht innerhalb von deckungsreicher Vegetation umgangen werden können. Ausserdem fallen in Betracht senkrecht vermauerte Ufer ohne Ausstiegsmöglichkeit auf mind. 200m Länge und spezielle örtliche Verhältnisse, die in jedem Einzelfall berücksichtigt werden müssen. Schliesslich werden Strecken von mindestens 3 km ungünstigen Uferzonen als Hindernisse angesehen.

Nicht berücksichtigte Annahmen anderer Autoren: Verschiedene Autoren geben Modelle der Ansprüche von Fischottern an ihr Habitat. Hier wird auf einige Faktoren hingewiesen, welche für dieses Modell bewusst nicht verwendet wurden und es wird eine stichwortartige Begründung für diese Nicht-Berücksichtigung gegeben:

- **Wassertrübung:** Beeinträchtigt vermutlich den Jagderfolg des Otters. Kein Grenzwert zu vertreten. Fischotter leben in vielen Gebieten an Gewässern, deren Sichttiefen normalerweise weniger als 20 cm betragen. In schweizerischen Gewässern sind Sichttiefen von < 50 cm fast nur bei Hochwasser zu erwarten.
- **Flachwasser:** Soll entscheidend für den Jagderfolg sein. Kann nach Beobachtungen verschiedener Autoren in verschiedenen Gebieten nicht essentiell sein.
- **Gliederung des Gewässers:** Reich strukturierte Gewässer sind bezüglich Nahrungsangebot und Zugänglichkeit der Nahrung günstiger als gleichförmige. Soweit fehlende Gliederung das Nahrungsangebot beeinträchtigt, fliesst dieser Faktor über die Fischbiomasse ins Modell ein.
- **Grösse des Wasserkörpers:** Sicher nicht direkt wirksam. Soweit Fischbiomasse dadurch beeinflusst, durch diesen Parameter ins Modell einbezogen.
- **Gewässerverschmutzung:** Unmittelbare Wirkung nicht zu belegen. Indirekte Wirkung über die Faktoren Fischbiomasse, Schadstoffe und Risiko von Fischsterben im Modell enthalten.
- **Eis:** Von entscheidender Bedeutung für die Eignung von Otterhabitaten. Nicht im Modell, da innerhalb des Untersuchungsgebietes (historisches Fischotterareal) nur ausnahmsweise und kurzfristig vorkommend.
- **Strömungsgeschwindigkeit:** Vermutlich nur ausnahmsweise direkt wirksam. In solchen Fällen in der Kategorie Hindernisse erfasst. Soweit indirekt über Fischbiomasse wirksam, durch diesen Parameter ins Modell einflussend.

- **Nebengewässer:** Es wird im hier vorgeschlagenen Modell keine Unterscheidung von Haupt- und Nebengewässern benötigt.
- **Uferstruktur:** Teilweise in den Parametern Ein- und Ausstiegsmöglichkeiten, Hindernisse, Deckung und (indirekt) Fischbiomasse enthalten. Weitergehende Bedeutung unklar und keinesfalls zu quantifizieren.
- **Puffernahrung:** Gemäss Definition nicht essentiell (9.1). Soweit unter diesem Begriff auch Ersatznahrung verstanden wird, für schweizerische Verhältnisse vermutlich nicht relevant (Amphibienbiomassen erreichen in günstigen Gebieten des Mittellandes kaum über 1kg/ha; Reptilienbiomassen sind ohne Bedeutung).
- **Siedlungsnähe:** Teilweise im Faktor Störungen enthalten. Darüber hinausgehender Einfluss vermutlich nicht von essentieller Bedeutung.
- **Bevölkerungsdichte:** Sicher nicht direkt wirksamer Faktor. Soweit indirekte Wirkung als wichtig erachtet, in den Faktoren Störungen und Deckung enthalten.
- **Hinterland:** Sicher nicht direkt wirksam. Als wichtig angenommene indirekte Einflüsse in verschiedenen Parametern des Modelles, speziell aber Schadstoffbelastung, Risiko von Fischsterben, Fischbiomasse und Verkehr enthalten.

Beschreibung des Modelles:

Ein **potentielles Fischotter-Habitat umfasst mindestens 30 km** (Fließgewässer) **bzw. 10 km** (Mittellandseen) **geeignete und suboptimale Uferzonen; mindestens die Hälfte dieser Uferzonen muss geeignet sein.** Innerhalb eines Fischotter-Habitates dürfen keine unakzeptablen Hindernisse und keine ungeeigneten Uferzonen von über 3 km Länge vorhanden sein. Zum Erreichen getrennt liegender Habitattelle sind auch deckungsreiche Landwege von bis zu 1000 m genügend. Es muss mindestens ein potentieller Mutterbau-Standort im Gebiet vorhanden sein.

Für **marginale Habitate** gilt die obenstehende Definition, wobei aber entweder der **erforderliche Anteil geeigneter Habitate** (15 bzw. 5 km), **oder die erforderliche Gesamtlänge nicht erreicht** wird, oder kein potentieller Mutterbau-Standort vorhanden ist.

Risikohabitate sind potentielle Fischotterhabitate mit unakzeptablen Risiken.

Unakzeptable Hindernisse müssen individuell erfasst werden wobei namentlich Wehre, Wasserfälle in Schluchten, unüberwindliche Ufer von über 200 m Länge und Stellen mit reissender Strömung, die nicht innerhalb von deckungsreicher Vegetation umgangen werden können, in Betracht zu ziehen sind.

Geeignete Uferzonen sind Abschnitte von 1000 m Länge, die folgenden Anforderungen genügen:

- ein Wechsel ins Wasser und umgekehrt ist mindestens alle 50 m in Deckung leicht möglich,
- die Fisch-Biomasse beträgt ganzjährig mindestens 100 kg/ha (dabei werden nur Bereiche <4m Tiefe berücksichtigt),
- es gibt genügend Deckung (Definition siehe unten),
- Es gibt keine Bootshäfen, Campingplätze, geschlossene Siedlungen, Uferpromenaden oder andere nächtliche Störungsquellen.

Suboptimale Uferzonen sind Abschnitte von 1000 m Länge, die eines dieser Kriterien nicht erfüllen, wobei aber

- ein Wechsel ins Wasser und umgekehrt mindestens alle 100 m in Deckung möglich ist,
- die Fisch-Biomasse mindestens 50 kg/ha betragen muss,
- die Deckung nicht als sicher ungenügend bewertet werden darf (Def. siehe unten),
- höchstens 100 m Uferlänge ohne gedeckten Ein- oder Ausstieg ins Wasser sein dürfen.

Unakzeptable Risiken bestehen generell in Gebieten, in denen

- der Schadstoffgehalt der Fische über definierten Grenzwerten liegt,
- Kantonsstrassen oder Eisenbahnlinien nicht im oder am Wasser unterquert werden können,
- ungesicherte Kantonsstrassen oder Eisenbahnlinien auf über 1/4 der Strecke 20 m oder näher am Ufer liegen,
- innerhalb der letzten 10 Jahre ein Fischsterben stattgefunden hat, dessen Ursache bisher nicht beseitigt wurde.

Weitere Risiken (z.B gefährliche Wehre, Reusenfischerei, Netzfischerei, Wilderei etc.) können ebenfalls ein potentielles Fischotterhabitat zu einem Risikohabitat machen.

Verfahrensablauf:

Das Vorgehen bei der Evaluation von Fischotterhabitaten kann grob in die nachfolgend aufgeführten Schritte gegliedert werden. Die Reihenfolge dieser Schritte ist zeitlich nur teilweise zwingend.

- (1) Das gesamte Gewässernetz des Untersuchungsgebietes wird in Uferstrecken von 1 km Länge eingeteilt. A priori nicht eingeschlossene Objekte sind Fließgewässer ohne fischereiliche Nutzung (ausser Schonzonen) und isolierte stehende Gewässer mit weniger als 1 ha Fläche.
- (2) Jedes dieser Raster wird gemäss Ressourcen-Angebot einer der Kategorien geeignet, suboptimal oder ungeeignet zugeordnet. Dazu sind 4 Grössen zu bestimmen. Diese werden anhand der Literatur, anhand von Kartenwerken, anhand unpublizierter Daten von Fischerei-Verwaltungen und durch Geländebegehungen ermittelt. Der Absolutwert der Variablen wird nicht bestimmt, sondern es wird nur festgestellt, ob Grenzwerte unter- oder überschritten werden.
- (3) Auf dem gesamten Gewässernetz werden Hindernisse und die Lage von Strassen, Eisenbahnlinien und anderen Gefahrenquellen im Feld kartiert.
- (4) Es wird eine Karte der Rasterqualitäten und der Hindernisse hergestellt.
- (5) Anhand der Karte werden nach den definierten räumlichen Kriterien potentielle Fischotterhabitate und marginale Habitate ermittelt. Zu diesem Zweck werden in Einzelfällen zusätzliche Geländebegehungen erforderlich sein (z.B. um die Qualität von Hindernissen oder Umgehungsmöglichkeiten ungeeigneter Zonen abzuklären).
- (6) Risikofaktoren werden in allen potentiellen Fischotterhabitaten überprüft, soweit dies nicht bereits während vorhergehender Begehungen geschehen ist. Dazu sind ergänzende Feldbegehungen, verschiedene Recherchen und Schadstoffmessungen an Fischen erforderlich.
- (7) Als Ergebnis der Habitatbonitierung nach dem vorgeschlagenen Modell wird eine Karte erstellt, auf der potentielle Fortpflanzungshabitate, marginale Habitate, Risikohabitate und die Qualität der einzeln bewerteten Raster ersichtlich ist. Zu-

sätzliche Karten können eventuell erforderlich sein, um spezielle Gesichtspunkte zu verdeutlichen (etwa Art und Ausmass von Risiken).

Messung und Erhebung der Daten:

Das Fischotter-Habitatmodell beruht auf Annahmen, die quantitativ nicht abgesichert sind. Grenzwerte sind zwar unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstandes sorgfältig definiert worden, doch sind sie letztlich trotzdem subjektiv. Einzelne der Parameter des Modelles können mit entsprechendem Aufwand sehr genau gemessen werden. Für die Beurteilung von Fischotterhabitaten ist es aber sinnlos, die methodisch mögliche Genauigkeit bei der Messung einzelner Parameter auszuschöpfen, falls dies den Aufwand erhöht. Es reicht völlig, grobe Vorstellungen zu haben, ob Grenzwerte über- oder unterschritten werden. Die Anforderung an die Aussageschärfe der verwendeten Erhebungsmethoden werden letztlich durch die Sicherheit, mit der zuverlässige Grenzwerte über die Habitatsprüche des Fischotters definiert werden können, vorgegeben. Diese Überlegung ist für die untenstehenden Vorschläge zur Datenerhebung wesentlich.

Zugang zum/vom Wasser: Wird durch lückenlose Uferbegehung/Befahrung für jeden 1km-Abschnitt erhoben. Kriterien sind teilweise zwangsläufig subjektiv. Generell als unzugänglich gelten senkrechte Ufer jeden Materials, welche mindestens 40 cm über die Wasserlinie ragen (Normalwasserstand).

Fischbiomasse: Fischbiomassen werden durch Elektro-Abfischung ermittelt. Zahlreiche Daten liegen bereits vor, müssen aber bei den Fischereiinspektoraten zusammengetragen werden. Aufgrund dieser Angaben wird durch Interpolationen für die meisten Gewässer abzuschätzen sein, ob Fischbiomassen Grenzwerte unterschreiten. In manchen Fällen werden spezielle Abfischungen nötig sein.

Deckung: Die Uferdeckung wird für jeden 1-km-Abschnitt einzeln im Feld festgestellt. Dabei wird ein Verfahren verwendet, das zur Bewertung englischer Fischotterhabitate bereits eingesetzt wird (MACDONALD & MASON mündlich) und dessen Ergebnisse mit der Nutzung von britischen Fischotterhabitaten im Binnenland nach bisherigen Erfahrungen gut übereinstimmen. Das Verfahren kann folgendermassen beschrieben werden:

- In Abschnitten von jeweils 100m wird die Vegetationsdeckung einer von 5 Kategorien zugeordnet, wobei in jedem Abschnitt nur das bessere Ufer in Betracht gezogen wird: 1 = Uferbereich kahl, ein Fischotter ausserhalb des Wassers wäre überall zu sehen; 2 = Uferbereich bietet keine Gelegenheit als Tagesversteck, bzw. vom Ufer aus kein geschütztes Tagesversteck in Deckung erreichbar; 3 = a) Versteck in guter Deckung vorhanden, aber infolge Störung als Tagesversteck nicht geeignet (ein hier ruhender Fischotter würde mit hoher Wahrscheinlichkeit wäh-

rend des Tages aufgescheucht), b) Deckung ausreichend auch als Tagesversteck, aber nur saisonal; 4 = mindestens ein guter, wenig gestörter Versteckplatz vorhanden, der ganzjährig regelmässig benutzt werden kann; 5 = Unzugängliche oder kaum begangene Ufer mit dichter Vegetation und geeigneten Strukturen für Bauanlage beidseitig durchgehend.

- Für Uferstrecken von 1 km Länge wird der Durchschnitt dieser Werte errechnet. Durchschnittswerte von mindestens 4 werden als genügend, Werte von weniger als 3 als ungenügend bezeichnet. Werte zwischen 3 und 4 sind dann genügend, wenn auf der entsprechenden Strecke mindestens 3 gute, ungestörte Tagesverstecke vorhanden sind.

Der Vorteil dieser Bonitierungsverfahren liegt in ihrer hohen Anpassungsfähigkeit an ganz unterschiedliche lokale Verhältnisse, da sie sich nicht nach fest definierten Strukturmerkmalen orientiert. Der Nachteil besteht in ihrer Subjektivität; das Ergebnis kann stark von der Vorstellungskraft des Bearbeiters abhängen, der sich in jedem Abschnitt vorstellen muss, ob und wo sich ein Fischotter verstecken könnte. Nach Meinung von S. MACDONALD und ersten Erfahrungen des Autors lassen sich aber von verschiedenen talentierten Bearbeitern nach einer gewissen Trainingsphase auf der gleichen Gewässerstrecke sehr ähnliche Werte ermitteln. Dennoch muss festgestellt werden, dass sich die Methode besser zur Unterscheidung sehr guter und sehr schlechter, als zur Bewertung mittelmässiger Deckungsverhältnisse eignet. Damit insbesondere bei hochstaudenreicher Ufervegetation die Deckung nicht überschätzt wird, sollte Uferdeckung während der Vegetationsruhe bonitiert werden.

Potentielle Mutterbau-Standorte, Störungsquellen, Hindernisse, Strassen und andere lokalisierbare Risikofaktoren: Diese werden durch Geländebegehungen nach den oben genannten Kriterien erfasst und genau kartiert.

Schadstoffe: Zur Beurteilung der Situation werden an verschiedenen typischen Standorten Fische zur PCB-Analyse entnommen. Probestellen werden so gewählt, dass Rückschlüsse auf die grossräumige PCB-Belastung, aber auch auf gebietsspezifische Unterschiede möglich sind. Stichproben von mehreren Fischen derselben Probestelle werden dabei vermischt, so dass bei einer beschränkten Zahl von Analysen individuelle Unterschiede der Belastung nicht generelle Aussagen verunmöglichen. Soweit möglich, sollen in jedem der verschiedenen Gebiete PCB-Belastungen von Forellen und Cypriniden untersucht werden, wobei darauf zu achten ist, dass nur Fische in Grössen untersucht werden, die von Fischottern hauptsächlich gefressen werden. Als fischotterrelevantes Mass wird der Anteil an PCBs am Gesamt-Frisch-Fischgewicht nach anerkannten internationalen Analysemethoden gemessen.

Fischsterben: Gewässer mit Fischsterben während der letzten 10 Jahre, deren Ursache nicht geklärt oder beseitigt werden konnte, werden durch Umfragen bei den einschlägigen Behörden in Erfahrung gebracht.

5.1

Zusammenfassung

Die vorliegende Studie wurde während des Winterhalbjahres 1987/1988 erstellt. Zur Habitatanalyse wurde ein einfaches hypothetisches Modell verwendet, das an anderer Stelle beschrieben und wissenschaftlich begründet wurde (Kapitel 5). In Abweichung zum vorgeschlagenen Habitatmodell konnten keine Informationen über die Schadstoffbelastung der Fische und das Risiko von Fischsterben erhoben werden. Alle Schlussfolgerungen mussten in Unkenntnis dieser Faktoren gezogen werden und gelten deshalb nur mit Vorbehalt. Eine weitere Abweichung gegenüber dem Habitatmodell betrifft die Erhebung von Fisch-Biomassen: Weil eine systematische Untersuchung dieses Faktors nicht möglich war, wurden Kenner der Verhältnisse gebeten, die Fisch-Dichten der Gewässer zu schätzen.

Insgesamt wurde eine Gewässerstrecke von 1388 km (Westschweiz) und 383 km (Tessin) beurteilt. Wir nehmen an, dass damit in den Untersuchungsgebieten über 90% der Uferzonen mit für Fischotter genügendem Ressourcenangebot erfasst und bewertet wurden. Durch Uferbegehungen wurden für 1km-Abschnitte die folgenden Parameter erfasst: Deckung, Zugänglichkeit, Störungsquellen, potentielle Mutterbau-Standorte, Hindernisse und Risikofaktoren. Schätzungen der Fisch-Biomassen wurden bei den zuständigen kantonalen Amtsstellen und der Association des Pêcheurs Fribourgeois erfragt.

¹ Gekürzte und leicht veränderte Fassung des Gutachtens: Westschweiz und Tessin als potentielle Lebensräume für Fischotter (*Lutra lutra* L.). Darius Weber, Christoph Weidkuhn, Christopher Hohl, 1988. Hintermann & Weber, Reinach, im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz.

Als Schlüsselfaktor der Habitateignung erwies sich die Fisch-Biomasse. Nur auf 40% (Westschweiz) bzw. 32% (Tessin) der Gewässerstrecke ist die Fischdichte für Otter sicher genügend ($> 100 \text{ kg/ha}$). Störung und Deckungsmangel beeinträchtigen deutlich weniger Gewässerstrecken, doch treten sie besonders häufig an den fischreichen Seen auf. Total konnten 18 % (Westschweiz) bzw. 16% (Tessin) der beurteilten Gewässerabschnitte als in allen Ressourcen für Fischotter genügend bewertet werden. Weitere 36% bzw. 12% entfallen auf Abschnitte, die wegen einer fraglichen Ressource als suboptimal eingestuft wurden. Meist handelt es sich bei dieser fraglichen Ressource um Fischbestände, die in diesen Abschnitten Biomassen zwischen 50 und 100 kg pro ha erreichen.

Ausgehend vom verwendeten Modell ergab die Analyse folgende potentielle Fischotterhabitate: Doubs (77 km Uferlänge), Jurarandseen (134 km), Saane-Gläne-Neirigue-Gebiet (53 km), Greyerzerland (51 km) und Magadino- Ebene (25 km). In der Westschweiz wurden weitere Gewässer mit einer Uferlänge von 512 km als marginale Habitate bezeichnet. Kritischer Faktor ist hier meist die Fisch-Dichte.

An Ticino, Moësa und Brenno genügen die Ressourcen auf einer Länge von total 68 km der Definition eines potentiellen Fischotterhabitates. Da dieses Gebiet aber in den letzten Jahren mehrere Fischsterben von 50 - 90% erlebte, wird es als "Risiko habitat" bezeichnet. Über Fisch-Biomassen in den Gewässersystemen von Maggia und Verzasca liegen uns zu wenig Informationen für eine abschliessende Beurteilung vor; in den übrigen Parametern erfüllen sie die Bedingungen potentieller Fischotterhabitate.

Eine grossräumige Verbesserung der Lebensraum-Qualität für Fischotter sollte in den Untersuchungsgebieten besonders durch folgende Massnahmen angestrebt werden: 1) Massnahmen zur Erhöhung der Fisch-Bestände in Fließgewässern (Verbesserung von Gewässer- und Uferstruktur, Wasser- und Geschiebehalt, Beseitigung von Fisch-Hindernissen); 2) Massnahmen zur Verbindung von derzeit getrennten Gebieten mit günstigem Ressourcenangebot.

5.2

Untersuchungsgebiet, Methodik

Untersuchte Gewässer:

Das Untersuchungsgebiet "Westschweiz" umfasst das gesamte Einzugsgebiet des Bielersees und des Doubs (soweit schweizerisch) mit folgenden Ausnahmen: Aare

aufwärts nur bis Stauwehr Niederruntigen (Wohlensee); Orbe ohne Vallée de Joux; Hongrin nur bis Kantonsgrenze; Einzugsgebiet der Suze nicht berücksichtigt. Das Untersuchungsgebiet "Tessin" umfasst das gesamte Einzugsgebiet des schweizerischen Teils des Lago Maggiore mit folgenden Einschränkungen: Isorno und Melezza nur bis Landesgrenze.

Da alleine auf der Landeskarte 1:100'000 insgesamt mehrere Tausend km Uferlinien innerhalb der Untersuchungsgebiete ausgewiesen werden, gemäss Auftrag aber nur 1650 km untersucht werden könnten, musste eine sinnvolle Auswahl getroffen werden. Die Auswahl der untersuchten Gewässerstrecken sollte so erfolgen, dass potentiell geeignete oder suboptimale Uferzonen innerhalb der Untersuchungsgebiete möglichst vollständig erfasst würden.

Wir hatten ursprünglich beabsichtigt, zunächst alle Gewässer zu ermitteln, in denen mit Fischbiomassen von mindestens 50 kg/ha gerechnet werden kann, und diese Strecken talwärts zu einem zu untersuchenden Gewässernetz zu verbinden. Da der Auftraggeber ein entsprechendes Teilgutachten nicht wünschte, und die ersatzweise durchgeführte Befragung erst im weiteren Verlauf der Untersuchungen Resultate erbrachte, konnte dieses Vorhaben nicht konsequent ausgeführt werden. Es wurde daher der folgende, mehr pragmatische Weg ausgewählt:

Alle Gewässerabschnitte mit historischen oder aktuellen Fischotter-Hinweisen (Quellen: ANTONIAZZA mündlich, CAGNOLARO et al. 1975, KREBSER 1959, MÜLLER et al. 1976, MUSY 1918 & 1927, NEUSEL 1944, SARASIN 1917, ZSCHOKKE 1928) wurden flussabwärts zu einem Netz verbunden und als zu untersuchende Gewässer bezeichnet. Gewässer in Höhenlagen über ca. 1000 m wurden weggelassen. Hauptsächlich im Tessin musste für Gebiete ohne Fischotternachweise ein weiteres Kriterium verwendet werden: Die Flüsse wurden bergwärts soweit in die Analyse eingeschlossen, als sie auf der Landeskarte 1:25'000 flächig gemalt, d.h. über ca. 10 m breit sind. Sobald im Verlaufe der Kartierungsarbeiten Angaben über Fischbiomassen aus einem Gebiet vorlagen, wurde das zu untersuchende Gewässernetz nach Möglichkeit insofern reduziert, als fischarme Oberläufe ausgeschieden wurden. Es liess sich dennoch nicht vermeiden, dass einige sehr fischarme Bäche mituntersucht wurden. Insgesamt wurden 1388 km Ufer in der Westschweiz und 383 km im Tessin untersucht (Abbildungen 6 und 7).

Auf der Landeskarte 1:25'000 wurden die als Analyse-Einheiten definierten Uferabschnitte von 1 km Länge ausgemessen. Dabei wurde nach den folgenden Regeln verfahren: - Es wurde in der Mitte von Flüssen gemessen. - Gegenüberliegende Ufer wurden nur in Gewässern von über 100 m Breite (Seen) als separate Uferabschnitte definiert und ausgemessen. - Seitenarme wurden als separate Abschnitte nur gemessen, wenn sie auf der Landeskarte "flächig" gemalt und dazwischen liegende Inseln auf der Karte als bewaldet bezeichnet sind. Die Abschnitte wurden mit dem Gewässernamen auf der Landeskarte und fortlaufenden Nummern bezeichnet, wobei mit der Numerierung an der Mündung in das nächstgrössere

Gewässer begonnen wurde. Lage und genaue Abgrenzung der Abschnitte sind auf den von uns aufbewahrten Original-Protokollkarten dokumentiert.

Methodik:

Die Bewertung der Gewässer bzw. ihrer Ufer beruhte auf dem "Fischotter-Habitatmodell Schweiz" (Kapitel 5), wobei folgende Abweichungen bestehen: (1) Eine Erhebung über den potentiellen Hauptrisikofaktor, die Schadstoffbelastung der Fische, war nicht Gegenstand dieser Studie. Das Gleiche gilt für das Risiko von Fischsterben. Aus diesem Grund war eine Identifikation von "Risikohabitaten" in der vorliegenden Arbeit nur in einem Fall möglich. (2) Aufgrund der Ergebnisse unserer Untersuchungen drängte sich eine geringfügige Ergänzung der ursprünglichen Definition potentieller Fischotterhabitate auf: Die Grenzwerte für Ein- und Ausstiegsmöglichkeiten wurden nicht auf den gesamten Uferabschnitt von 100 m Länge, sondern nur auf 2/3 dieser Länge bezogen.

Alle zu bewertenden Gewässerabschnitte wurden zwischen Oktober 1987 und Februar 1988 abgegangen. Dabei wurden Hindernisse, unzugängliche Uferabschnitte und die Lage potentiell gefährlicher Strassen, Eisenbahnlinien und anderer Gefahrenquellen auf einer Karte im Masstab 1:25'000 kartiert. Zusammen mit Informationen über Deckung, Störung und Besonderheiten wurden diese Informationen ausserdem auf Formulare eingetragen. Diese Original-Protokolle bewahren wir auf und stellen sie zur Einsicht gerne zur Verfügung.

Alle drei Kartierer (D.Weber, Ch.Hohl, Ch.Weidkuhn) bereiteten sich gemeinsam während einer Woche auf diese Aufgabe vor, wobei es hauptsächlich darum ging, einen einheitlichen Standard zu erreichen. Eine Kontrolle im Verlauf der Arbeiten ergab bei der Bewertung der Deckungsverhältnisse keine unterschiedlichen Resultate. Anfangs unterschiedliche Bewertungen der Störfaktoren konnten korrigiert werden. Fast alle potentiellen Hindernisse wurden von D.Weber im Feld überprüft, sie sind daher einheitlich, sicherlich auch relativ subjektiv beurteilt worden. Da das Budget dieser Untersuchungen auf 1650 km Uferabschnitten beruhte, wurden insgesamt ca. 100 Abschnitte anhand der Karte beurteilt. Solche Abschnitte wurden in extrem deckungsreichen oder deckungsarmen Gebieten gewählt, meist in Waldschluchten, wobei es sich ausnahmslos um Abschnitte handelt, die zumindest aus einer gewissen Distanz betrachtet wurden; ausserdem waren uns fast alle diese nach Karte bewerteten Gewässer aus früheren Begehungen bekannt. Wir halten daher eine Fehlbeurteilung dieser nicht abgegangenen Abschnitte für ausgeschlossen und haben dies auch durch Stichproben überprüft; sie wurden dennoch im Datenverzeichnis speziell gekennzeichnet.

Alle Kartierer trainierten in der Auvergne das Finden und Erkennen von Fischotter Spuren. Wie sich dort zeigte, sicherlich mit Erfolg. Während der Kartierungen in

der Schweiz war es dann aus Zeitgründen allerdings nicht möglich, konsequent nach Otterspuren zu suchen: An einem Arbeitstag mussten durchschnittlich 20 km kartiert werden, was meist um 30 km Marschdistanz, teilweise in weglosem Gelände bedeutete. Immerhin gelang ein sicherer Otternachweis am Lac de Neuchâtel. Mit Sicherheit wären aber weitere Gebiete mit ähnlich hoher Fischotter-Markieraktivität wie in der Auvergne nicht unbemerkt geblieben.

Die Erhebungen wurden von Oktober 1987 bis Februar 1988 durchgeführt. Wir haben in dieser Zeit über 1700 km Ufer begangen und nach standardisierten Kriterien bewertet. Die, wie die Analyse ergab, wichtigsten Daten verdanken wir aber den Kennern der Fischbestände, die uns bereitwillig Auskünfte gaben: P.DEMIERRE, J.FRIEDLI, B.JACQUAT, G.MATTHEY, F.NOLLO, J.-C.PEDROLI, H.RENZ, F.TOMMASINI. Besonders zu danken ist für die Bereitschaft zur persönlichen Beurteilung der Verhältnisse in Gewässern, aus denen nicht oder nur wenig konkretes Wissen vorliegt.

5.3

Potentielle Fischotterhabitate in den Untersuchungsgebieten

Aussageschärfe, Unsicherheiten:

Die Analyse des potentiellen Fischotter-Lebensraumes fusst auf den beschränkten wissenschaftlichen Kenntnissen der Otter-Ökologie aus anderen Ländern. Sie ist deshalb grob und darf nicht überinterpretiert werden. Neuere Untersuchungen werden zeigen, dass die Bedeutung einzelner Faktoren über- und unterschätzt wurden und dass wesentliche Faktoren der Habitateignung unberücksichtigt blieben. Die Unsicherheiten des Habitatmodelles wurden an anderer Stelle ausführlich diskutiert (4.3). In der Folge werden jene Unsicherheiten erwähnt, die sich aus der Anwendung ergeben haben.

Die Auswahl der zu untersuchenden Gewässerabschnitte erfolgte so, dass alle Gewässer mit einer Fisch-Biomasse von mindestens 50 kg/ha berücksichtigt wurden. Somit müssten alle nicht untersuchten Gewässer in die Kategorie "ungeeignete Uferzonen" fallen. Da die verwendeten Daten über Fisch-Biomassen aber nur teilweise auf guten Kenntnissen beruhen, ist auch die Vollständigkeit der untersuchten Gewässerabschnitte nicht gewährleistet. Wir nehmen aber an, dass - mit Ausnahme von kleinen, fischreichen Kanälen und Teichen - zumindest die sehr guten Abschnitte erfasst wurden. Eine unbekannte Anzahl kleinerer Bäche mit

kleinräumig relativ hohen Fischbeständen, die der Kategorie "suboptimale Uferzonen" zuzuordnen wären, wurde aber nicht erfasst. Darunter fällt sicherlich ein Teil der "Aufzuchtsbäche", von denen es allein im Kanton Freiburg über 100 km gibt. Wir schätzen, dass über 90% der suboptimalen und geeigneten Uferzonen in unserer Analyse erfasst wurden. Davon wurden viele mit Sicherheit falsch bewertet.

Falschbeurteilungen sind hauptsächlich aufgrund unzureichender Information über Fisch-Biomassen zu erwarten (5.5). Eine Fehlbeurteilung dieses Faktors wirkt sich deshalb besonders stark auf das Untersuchungsergebnis aus, weil dieser sich als die eigentliche Schlüsselgrösse in der Analyse erwiesen hat (siehe nächsten Abschnitt). Ausserdem ist Fisch die einzige Ressource, deren Bedeutung für die Qualität von Otterbiotopen unter Fachleuten unbestritten ist. Eine detaillierte Studie der Fisch-Biomassen im Untersuchungsgebiet wurde vom Auftraggeber nicht gewünscht. Die als Ersatz angewendete Methode des "best professional judgement" ist eine Notlösung. Ein geringer Fehler entsteht dadurch, dass längere Gewässerstrecken zu einheitlich bewertet wurden. Ein gröberer systematischer Fehler, der vermutlich die Beurteilung der Habitateignung für Fischotter massgebend beeinflusst hat, entsteht dadurch, dass eigentlich nur die Salmoniden-Biomassen gut bekannt sind. Es ist deshalb anzunehmen, dass manche Fließgewässer mit reichen Cyprinidenvorkommen als wegen geringem Fischbestand ungeeignet eingestuft wurden, obwohl sie vielleicht sogar ein besseres Nahrungsangebot bieten als mittelmässige Salmonidengewässer. Dieser Fehler wird in der Gesamtbeurteilung dadurch etwas gemildert, dass solche cyprinidenreiche Fließgewässer (z.B. Entwässerungskanäle) häufig aufgrund mangelnder Deckung sowie so in die Kategorie "ungeeignete Uferzonen" fallen würden. Schliesslich waren für manche Gewässerstrecken, hauptsächlich im Tessin, überhaupt keine konkreten Angaben in Erfahrung zu bringen.

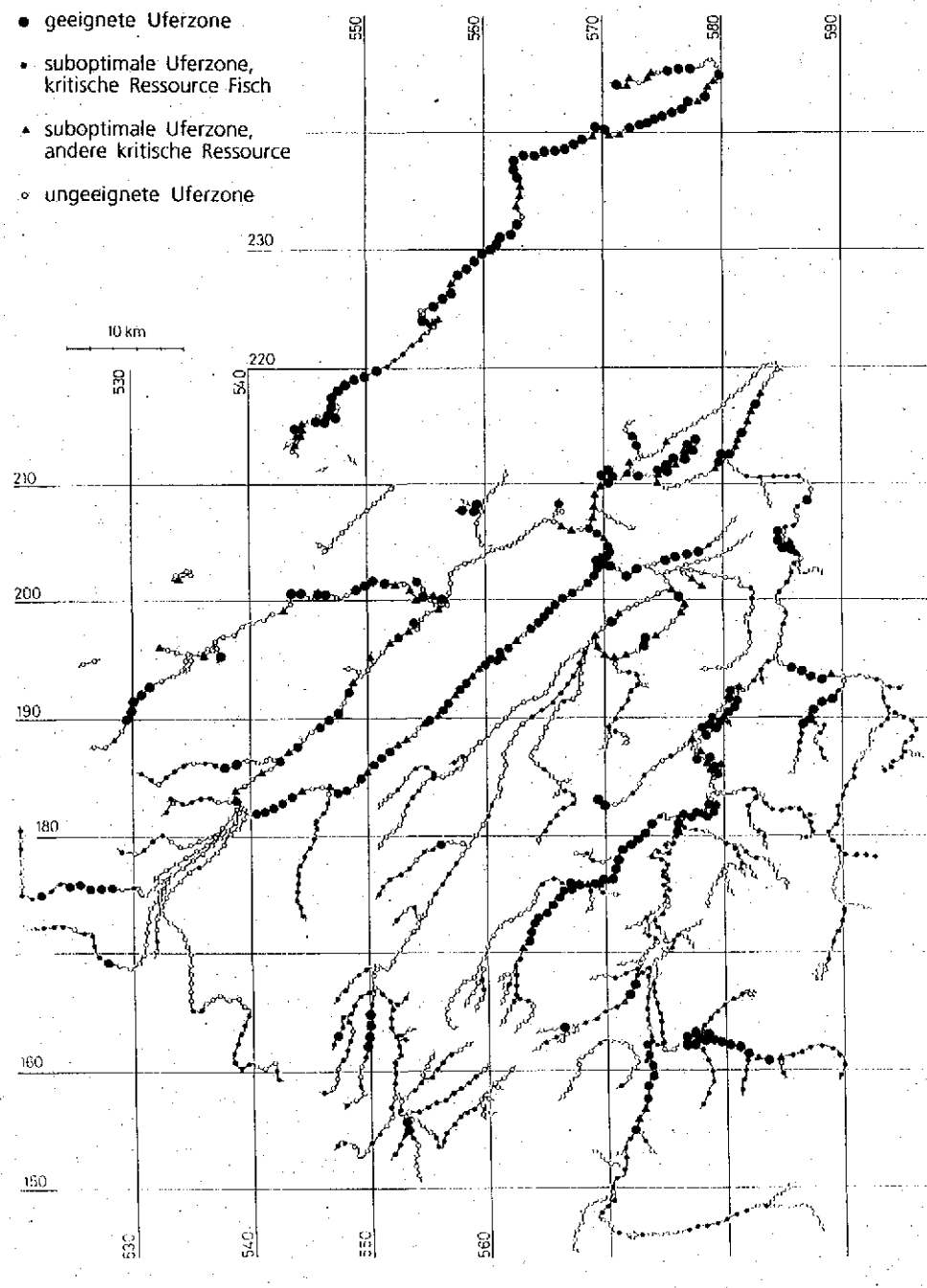
Als schwierig erwies sich besonders die Beurteilung von potentiellen Hindernissen. Es ist möglich, dass die diesbezügliche Bedeutung mancher Strukturen unterschätzt wurde. Falls dies zutrifft, müssten das Gebiet Jaunbach-Saane und Abschnitte des Doubs eher als marginale Fischotter-Habitate bezeichnet werden. Andererseits wäre das Gebiet Schifflensee-untere Saane-untere Sense-Taverna als potentielles Fischotterhabitat anzusprechen, falls das Wehr bei Schifflenen in seiner Bedeutung als Hindernis überschätzt wurde.

Das Ressourcen-Angebot:

Details zur Bewertung der einzelnen Ressourcen finden sich im Anhang. Die Beurteilung der einzelnen Uferabschnitte nach ihrem Ressourcen-Angebot ist in den Abbildungen 6 und 7 im Überblick dargestellt. Nur 18.4% (Westschweiz) und 16.2% (Tessin) der Abschnitte konnten in allen Ressourcen als genügend bewertet und somit der Kategorie "geeignete Uferzonen" zugeordnet werden. Weitere

35.7% bzw. 12.3% entfallen auf "suboptimale Uferzonen"; 46.0% bzw. 25.1% müssen als "ungeeignete Uferzonen" bezeichnet werden. Eine definitive Zuordnung war bei 183 Abschnitten (46.2%) im Tessin nicht möglich, weil keine Informationen über Fisch-Biomassen vorliegen. Die meisten dieser Abschnitte sind vermutlich ungeeignet oder suboptimal.

Abbildung 6: Bewertung der einzelnen Uferabschnitte nach ihrem Ressourcenangebot, Westschweiz



Es ist hier besonders auf die grosse Zahl von 397 Abschnitten in der Westschweiz hinzuweisen, die wegen fraglicher Fisch-Dichten als suboptimal eingestuft wurden.

Sollten die Fisch-Dichten in solchen Gebieten unterschätzt worden sein, oder sollten die diesbezüglichen Ansprüche des Fischotters überschätzt worden sein, müsste die Mehrzahl der untersuchten Gewässerabschnitte in der Hügellzone und im Berggebiet als geeignet eingestuft werden.

Abbildung 7:

Bewertung der einzelnen Uferabschnitte nach ihrem Ressourcenangebot, Tessin. Ein Teil der Gewässer musste bewertet werden, ohne dass Angaben über Fisch-Biomassen vorhanden waren. Hier erfolgte die Einstufung unter der Annahme, dass in den fraglichen Abschnitten die Biomasse der Fische zwischen 50 und 100 kg/ha beträgt. Diese Uferzonen sind in der Abbildung durch Querstriche markiert.

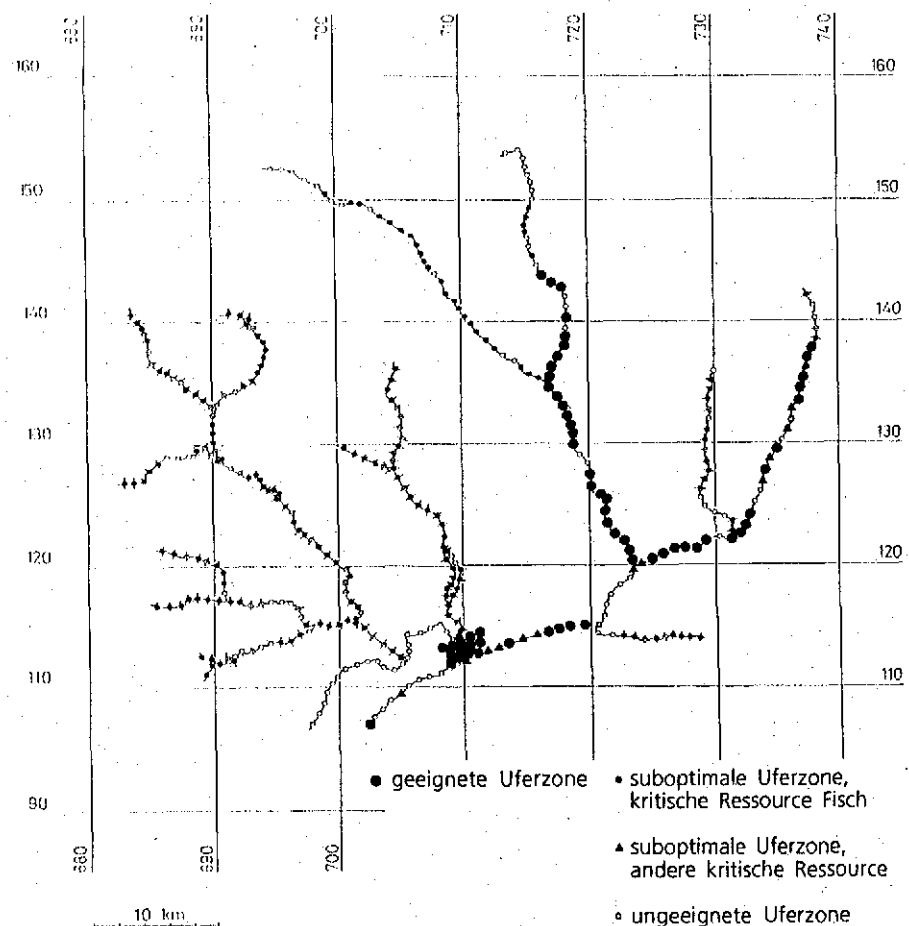


Tabelle 1 enthält die Bewertungen für die einzelnen Ressourcen sowie die potentiellen Mutterbau-Standorte. Es zeigt sich in dieser Aufstellung, dass die **Fisch-Biomassen in weniger als 40 % (Westschweiz) bzw. 33 % (Tessin) als genügend bewertet werden konnten und somit entscheidende Bedeutung für die geringe Zahl geeigneter Uferabschnitte haben**. Da die untersuchten Gewässerabschnitte nach ihren Fischbiomassen ausgewählt wurden, darf die vergleichsweise geringe Zahl von Abschnitten mit ungenügendem Fisch-Angebot nicht erstaunen. Nach genaueren Untersuchungen über Fisch-Dichten würden vermutlich noch zahlreiche Abschnitte von der Kategorie "ungenügend" in die Kategorie "fraglich"

Kategorie "fraglich" und eine geringere Zahl zusätzlich in die Kategorie "genügend" eingestuft werden können.

Tabelle 1:

Beurteilung der Ressourcen nach einzelnen Uferabschnitten von 1 km. + = genügend; (+) = fraglich; - = ungenügend.

Ressource	Westschweiz			Tessin		
	+	(+)	-	+	(+)	-
Deckung	958	36	394	297	19	67
Fisch-Biomasse*	536	612	240	125	41	8
Störung	1048	340	-	281	102	-
Zugang	1315	31	42	350	17	16
Mutterbau	272	25	1091	55	0	328

*: 209 Abschnitte im Tessin konnten nicht zugeordnet werden.

Störungen spielen im untersuchten Gewässernetz zahlenmässig eine geringere Rolle. Es ist zu beachten, dass nach dem verwendeten Modell definitionsgemäss Störungen alleine eine Uferstrecke nicht als "ungeeignet" erscheinen lassen. Leider wurden gerade an den fischreichen Gewässern besonders viele gestörte Abschnitte ermittelt (181 der 340 Abschnitte mit Störung (Westschweiz) bzw. 52 von 102 Abschnitten (Tessin) liegen in Gebieten mit genügend Fisch-Biomasse).

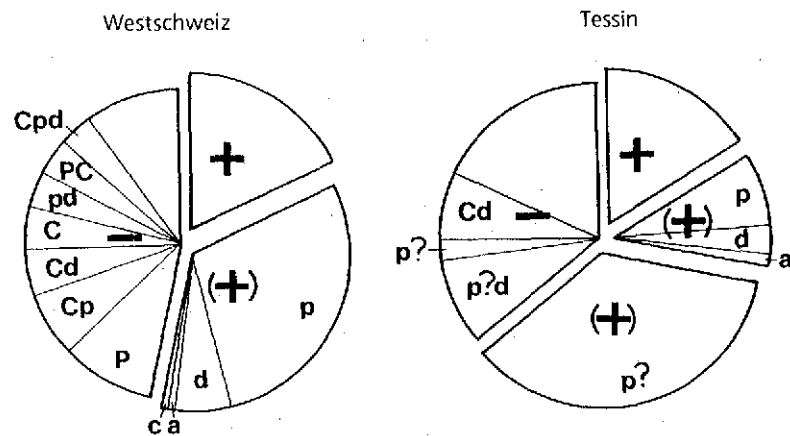
Mangel an Deckung zeigte sich, ähnlich den Störungen, gerade an fischreichen Gewässern besonders oft. So werden beispielsweise das Val de Travers, die Nordwestufer der Mittellandseen, das Grosse Moos, die Orbe-Ebene, der Lago Maggiore und der Ticino hauptsächlich dadurch entwertet. Im Hügel- und Berggebiet ist Deckung als limitierender Faktor dagegen ohne Bedeutung.

Der Zugang zum Wasser bzw. der Ausstieg ist nur selten entscheidend eingeschränkt. Mutterbaue wurden zur Bewertung einzelner Abschnitte nicht beigezogen; innerhalb von potentiellen Fischotter-Habitaten bilden geeignete Bau-Standorte nirgends ein Problem. Im Tessin sind geeignete Plätze allerdings weniger zahlreich als in der Westschweiz.

Abbildung 8 zeigt die Faktorenkombinationen, welche für die Einstufung der einzelnen Ufer-Abschnitte von Bedeutung waren. In den tessiner Gebieten ohne Angaben zur Fisch-Biomasse wurde diese für die Darstellung als fraglich angenommen. Hier ist insbesondere zu unterstreichen, dass von den insgesamt 32 bzw. 23 Kombinationen, welche zur Einstufung in die Kategorie "ungeeignet" führten, nur wenige im Untersuchungsgebiet häufig vorkommen. Zu den 137 (Westschweiz) bzw. 6 (Tessin) ungestörten, gut zugänglichen Uferzonen mit guter Deckung aber ungenügender Fischbiomasse liessen sich in beiden Gebieten wohl über 1000 weitere hinzufügen, doch wurden die Untersuchungsgewässer ja so gewählt, dass fischarme Abschnitte nach Möglichkeit a priori nicht berücksichtigt wurden.

Abbildung 8:

Häufigkeit typischer Ressourcenangebote nach 1-km-Kartierabschnitten. + = geeignete Uferzonen; (+) = suboptimale Uferzonen; - = ungeeignete Uferzonen. P = Fischbiomasse ungenügend, p = Fischbiomasse fraglich, C = Deckung ungenügend, c = Deckung fraglich, d = Störung problematisch, a = Zugang problematisch.



Barrieren, Risiken:

Die Einschätzung der Bedeutung von Wanderungsbarrieren und Hindernissen erwies sich als problematisch (siehe Anhang). Soweit solche Stellen kleinräumig in Deckung umgangen werden können, sind sie vermutlich nicht wichtig zur Beurteilung von Gewässerabschnitten. Hindernisse, welche in Deckung nur auf Umwegen von über einem Kilometer, oder aber auf Wegen von mehreren hundert Metern durch Siedlungen oder kahles Landwirtschaftsgebiet umgangen werden können, dürfen nach dem verwendeten Modell nicht innerhalb eines Fischotterhabitates liegen. Solche Fälle sind in den untersuchten Gebieten selten (Abbildungen 9 und 10).

Von Einfluss auf die Identifikation potentieller Fischotter-Habitate sind folgende Hindernisse: Die Staumauern von Schiffenen, Niederried, Aarberg, die Uferzone von Grandson, die Durchquerung von La Neuveville des R.de Vaux, verschiedene Stellen an der Areuse und eventuell die Verzasca-Talsperre nördlich Gordeno.

Zur Beurteilung der grossräumigen Situation, insbesondere auch im Hinblick auf mögliche Aussetzungsprojekte sind Verbindungen bzw. Hindernisse zwischen verschiedenen Gewässersystemen von Bedeutung. In Abbildung 3 wurde deshalb versucht, die diesbezügliche Situation in und um die Untersuchungsgebiete anhand der Landeskarte 1:25'000 darzulegen. Dabei ergeben sich bezüglich möglicher Verbindungswege einige Gebiete von Bedeutung, die entweder besonders günstige Verbindungen zwischen Flusssystemen bilden (Duogno (Melezza, I), Jo-

rat, La Sarraz, Châtel-St.Denis, Col des Mosses, Alte Aare), oder weil sie die einzigen Verbindungen zwischen sonst isolierten Gewässersystemen bilden (Caquerelle, Montmelon-Glovelier, Gros Morond (F), Jaunpass, Gurnigelgebiet, Monte Ceneri, Alpe Caneggio).

Ein grossräumig wirksames potentielles Risiko bildet in beiden Untersuchungsgebieten chronische Schadstoffbelastung durch kontaminierte Fische. Dazu liegen praktisch keine Angaben vor. Ähnliches gilt für das Risiko von grösseren Fischsterben, das besonders in isolierten Gewässern zu beachten wäre. Im Brenno kam es als Folge der Spülung eines Staubeckens 1985 zu einer Schädigung des Fischbestandes von ca. 75% (PEDUZZI & GRIMALDI 1986). Die Hochwasser von 1987 vernichteten in Ticino und Brenno etwa die Hälfte des Fischbestandes (PETER 1987). Weil solche Ereignisse sich wiederholen werden und in diesem Gebiet keine Ausweich-Habitate bestehen, wurde es als "Risikohabitat" beurteilt.

Lokale Risikofaktoren bilden hauptsächlich Strassen, die nicht entlang des Ufers unterquert werden können, oder die unmittelbar entlang von Gewässern führen. Dazu finden sich Details im Anhang. Innerhalb potentiell geeigneter Fischotterhabitate sind Strassen sicher kein bedeutender Risikofaktor.

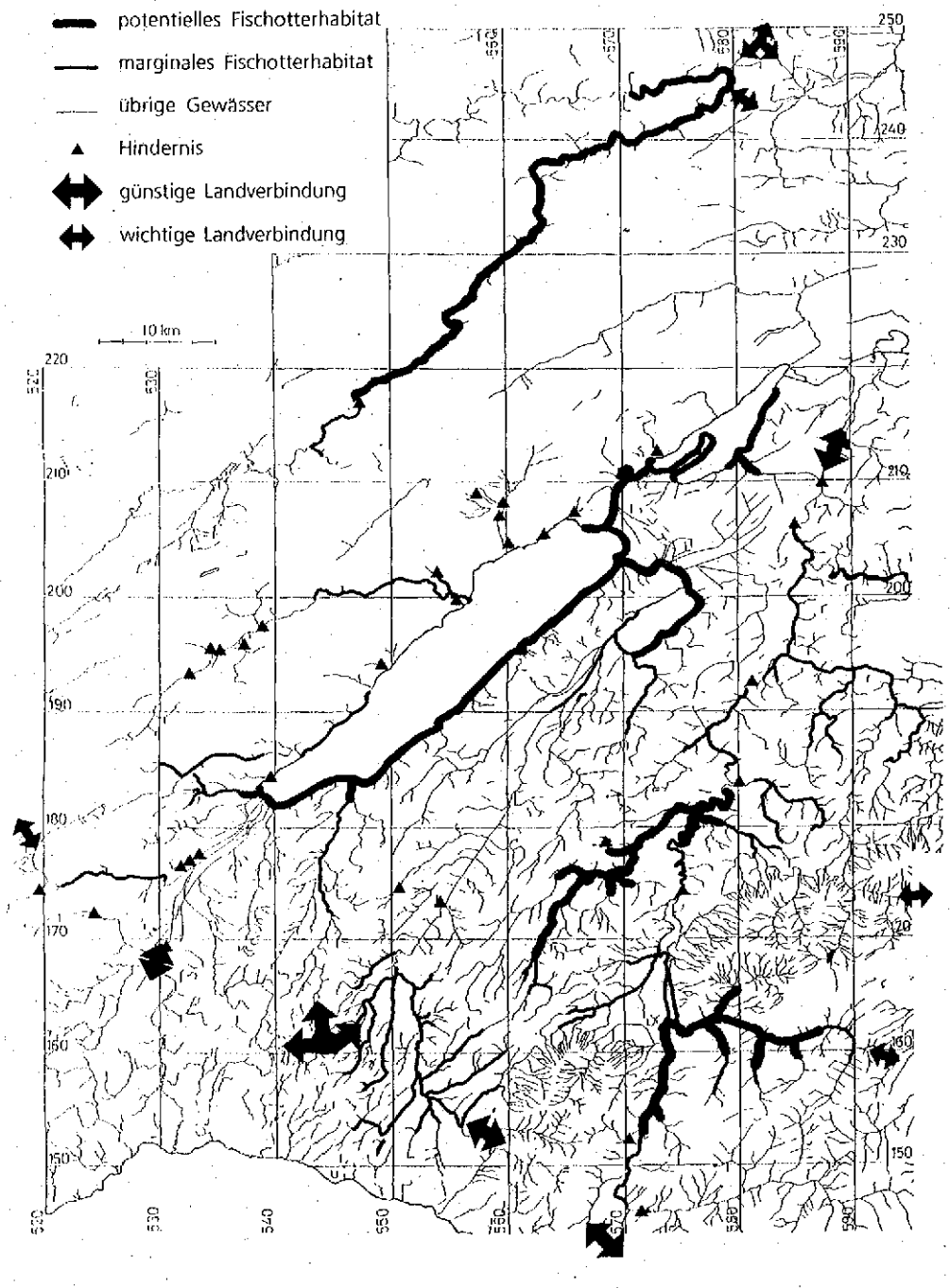
Die potentiellen Fischotterhabitate

Die Verteilung potentieller Fischotterhabitate und marginaler Habitate ist in den Abbildungen 9 und 10 dargestellt. **In der Westschweiz wurden 315 km potentielle Habitate, verteilt auf 5 Gebiete, und zusätzlich 512 km marginale Habitate ermittelt. Im Tessin betragen diese Werte 25 km (potentielle Fischotterhabitate) und 123 km (marginale Habitate, in Unkenntnis der Fischbestände).** Ein zusätzliches Gebiet von 68 km Uferlänge mit genügendem Ressourcenangebot im Tessin wurde als Risikohabitat bezeichnet. Die einzelnen Gebiete werden im folgenden kurz vorgestellt.

Der Doubs wurde auf einer Länge von 77 km als potentielles Fischotterhabitat bezeichnet. Davon sind 46 km geeignete und 19 km suboptimale Uferzonen. Mit Ausnahme eines kurzen Abschnittes im Kanton NE (Restwasser!) ist die Fischbiomasse überall genügend, vermutlich sogar sehr gut, zumal es sich nicht um ein reines Salmonidengewässer handelt. Einzelne Abschnitte werden durch Störungsquellen (hauptsächlich Campingplätze) lokal entwertet. Die Staumauer des Lac de Moron bildet vermutlich ein schwer überwindbares Hindernis, so dass ober- und unterhalb liegende Abschnitte kaum vom gleichen Otter genutzt würden. Da die oberhalb liegende Zone bezüglich Ausdehnung auf schweizer Boden nicht die Kriterien eines potentiellen Fischotterhabitates erreicht, wurde sie als marginales Habitat bezeichnet. Ein Einbezug anschliessender französischer Gebiete ergäbe wahrscheinlich auch hier potentielles Fischotterhabitat. Der Doubs bildet bezüg-

lich Ressourcenangebot sicher das beste Fließgewässer des Untersuchungsgebietes, zumal weite Strecken nur von Fischern und Kanuten tagsüber begangen werden und das Flussbett nur an wenigen Stellen baulich beeinflusst wurde.

Abbildung 9: Fischotterhabitate, Hindernisse und Verbindungswege in der Westschweiz



Die Jurarandseen bilden in zwei getrennten Abschnitten eine Gesamtstrecke von 134 km potentiellern Fischotterhabitat. Davon entfallen auf den Neuenburgersee

63 und auf den Bielersee 30 km. 64 km wurden als geeignete Uferzonen bewertet, 41 km als suboptimal. Das Bielersee-Ostufer genügt der Definition eines potentiellen Fischotterhabitates nur knapp; der Murtensee nur in Verbindung mit den Kanälen. Es ist möglich, dass am Neuenburgersee die Fischdichten nicht überall genügend sind, insbesondere unter Berücksichtigung saisonaler Schwankungen, und deshalb das Gebiet als zu günstig beurteilt wurde. Ungenügende Deckung bietet hauptsächlich an den Kanälen Probleme. Ansonsten werden die Seeufer hauptsächlich durch Campings, Bootshäfen und Siedlungen beeinträchtigt.

Die Verbindung zwischen Bielersee und Niederried-Stausee (Aare) ist leider durch zwei nur schwer zu umgehende Wehre unterbrochen. Anschliessende Gewässer am Neuenburgersee (Mentue, Brine-Arnon) und Murtensee (Chandon, Broye) können wegen geringer Fischbiomasse nur als marginale Habitate angesprochen werden. Sie werten aber das Gebiet insofern auf, als für Otter die Möglichkeit besteht, entsprechend saisonalen Schwankungen des Nahrungsangebotes zwischen Seen und Flüssen als Jagdgebiet zu wählen. Ein Hindernis trennt die Ufer zwischen Grandson und St.Aubin, welche ebenfalls geeignete Zonen aufweisen, vom Gebiet Yverdons: Es handelt sich um vermauerte Ufer ohne Ausstiegsmöglichkeit, die entweder grossräumig umschwommen oder durch dichtes Siedlungsgebiet umgangen werden müssten. Allenfalls könnte das Gebiet auch via Brine-Arnon erreicht werden, wobei die untersten 4 km des Arnon allerdings fast deckungslos sind.

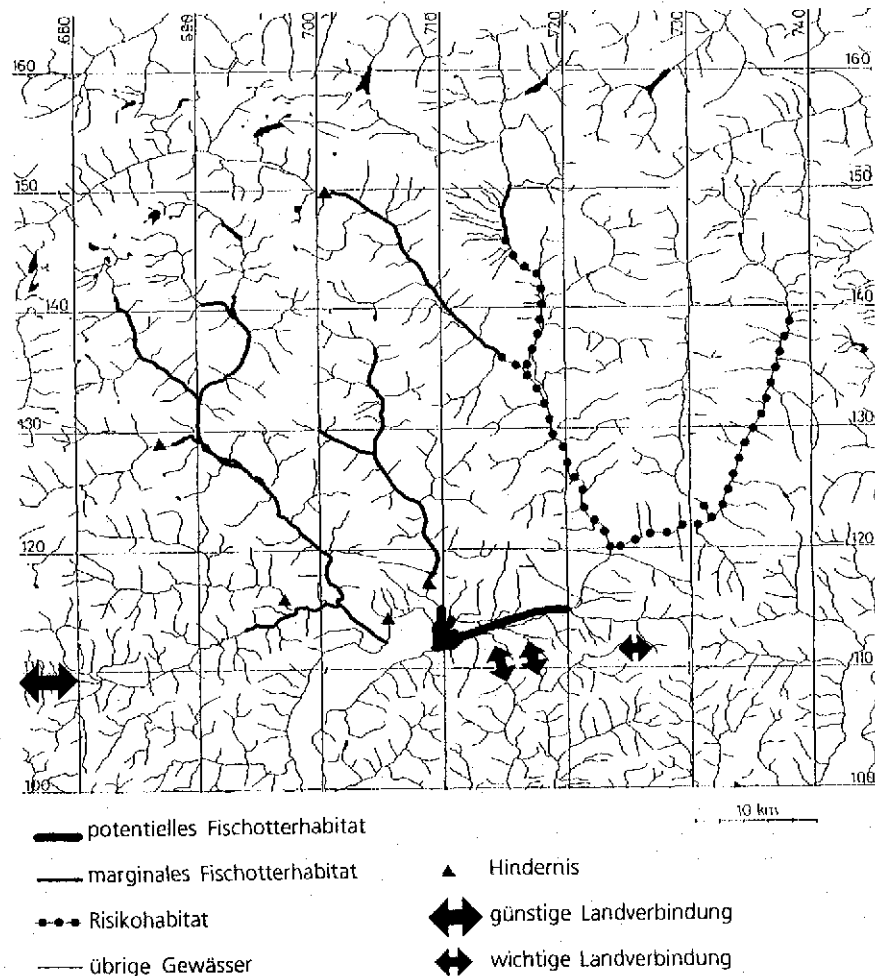
Das Saane-Glâne-Neirigue-Gebiet umfasst 53 km Uferzonen an relativ kleinen (ausser Saane), sehr naturnahen Fließgewässern in der Hügelzone des Mittellandes. 31 km konnten praktisch ohne Unterbrüche als geeignet bewertet werden. Suboptimale Uferzonen innerhalb dieses Gebietes und in den direkt anschliessenden marginalen Habitaten von 47 km Länge sind gleichfalls deckungsreich und ungestört; hier beeinträchtigt aber die geringere Fischdichte möglicherweise die Eignung. Saane und Glâne enthalten ausser Salmoniden auch verschiedene Arten von Cypriniden. Falls der teilweise deckungsarme und störungsreiche Saane-Abschnitt durch Fribourg kein Hindernis darstellt, könnte der Schifflensee ebenfalls als Teil dieses potentiellen Fischotterhabitates angesehen werden.

Das Greyerzerland: Mit 51 km Länge, wovon 20 in geeigneten Uferzonen, bilden Jaunbach und Saane das kleinste potentielle Fischotterhabitat im Untersuchungsgebiet Westschweiz und das einzige in den Voralpen. Es handelt sich hauptsächlich um Salmonidengewässer. Problematisch sind möglicherweise das winterliche Zufrieren des Lac de Montsalvens und die Verbindung dieses Sees mit der Saanemündung. An die Kernzone schliessen sich weiter 50 km marginales Habitat an, wobei hier einzig die Fischbiomassen als kritischer Faktor eine Rolle spielen.

Im Piano di Magadino, hauptsächlich in den Bolle di Magadino, wurden 18 von 25 km als geeignet beurteilt. Zusätzlich gibt es hier zahlreiche kleine Kanäle und Teiche, die teilweise ebenfalls ein günstiges Ressourcenangebot aufweisen dürften. Im bestehenden Zustand ist der Ticino leider besonders bezüglich Deckung nicht

günstig und es ist nicht klar, ob er von Ottern tatsächlich genutzt werden könnte. Die Bolle liegen sehr isoliert: Der anschliessende Lago Maggiore ist bis ans Ufer von Bauten dicht gesäumt, die Verzasca durch die Staumauer vermutlich abgeschnitten und die geeigneten Gebiete von Ticino und Moësa durch 16 meist ungeeignete Flusskilometer des Ticino vom Bolle getrennt. Aufgrund der intensiven Landwirtschaft im Piano di Magadino ist eine problematische Schadstoffbelastung der Fische nicht ausgeschlossen.

Abbildung 10: Fischotterhabitate, Hindernisse und Verbindungswege im Tessin



An Brenno, Ticino und Moësa wurden auf einer Gewässerstrecke von 68km 43km als geeignet eingestuft. Bergwärts schliessen sich marginale Habitate an. Gegenwärtig sind die Fischbestände als Folge einer Stausee-Spülung von 1985 und der Sommer-Hochwasser von 1987 stark reduziert. Weil wir annehmen, dass solche Ereignisse sich auch in Zukunft wiederholen werden und es in diesen Tälern für Fischotter nach Katastrophen kaum Ausweichmöglichkeiten geben dürfte, bezeichnen wir dieses Gebiet als **Risikohabitat**.

Marginale Habitate: Die folgenden Gebiete weisen zwar einen hohen Anteil geeigneter Uferzonen auf, sind aber als potentielle Fischotterhabitate zu klein bzw. zu isoliert: **Die Orbe-Schlucht, die Areuse-Schlucht, der Stausee Niederried, und der Schiftenensee.** Insbesondere beim Schiftenensee scheint es aber nicht ausgeschlossen, dass er für Otter von der Saane oberhalb Fribourgs erreichbar wäre (5 km ungeeignete Uferzonen). **Die obere Broye und ihre Seitenbäche** bilden ein dichtes Netz von 99 km kleinerer Fließgewässer, die bezüglich Deckung und Ungestörtheit optimale Voraussetzungen als Fischotterlebensraum bieten. Die Gegend erinnert etwas an das Fischottergebiet der Auvergne und steht wie diese in allen Richtungen in Verbindung mit verschiedenen Gewässersystemen. Leider wird nur auf 7 km Gewässerstrecke eine Fischbiomasse von über 100 kg/ha erreicht, so dass das ganze Gebiet als marginales Habitat eingestuft werden musste. Insbesondere die Broye weist aber mit Sicherheit die naturräumlichen Voraussetzungen für höhere Fischbestände auf. Sollte es gelingen, durch geeignete Massnahmen die Fischbestände zu erhöhen, oder sollten die diesbezüglichen Ansprüche des Otters überschätzt worden sein, wäre hier vermutlich eines der günstigsten Fischottergebiete des Mittellandes. **Das Sense-Taverna-Schwarzwasser-Gebiet** erreicht mit 9 km die erforderliche Länge geeigneter Uferzonen für ein potentiellies Fischotterhabitat ebenfalls nicht. Auch hier ist die Fischbiomasse das Hauptproblem, zusätzlich entwerfen aber Störung (Militär!) und deckungsarme Abschnitte das Gebiet.

Fragliche Gebiete: Die Flusssysteme der **Maggia** und der **Verzasca** bieten bezüglich Deckung, Störung und Zugänglichkeit ausgezeichnete Voraussetzungen. Mangels Kenntnissen der Fischbestände konnten sie nicht eingestuft werden. Zumindest die Maggia dürfte aber mindestens die Kriterien für ein marginales Habitat erfüllen. Vermutlich ist dieser Fluss aber wegen der vielen Stauseen im Einzugsgebiet wie der Brenno gelegentlichen Fischsterben ausgesetzt. Im Gegensatz zum Risikogebiet Brenno-Ticino-Moesa bestehen aber an der Maggia einige Ausweichmöglichkeiten in Seitentäler. Via Melezza besteht eine gute Verbindung ins Tal des Toce, wo in den Siebzigerjahren noch an mehreren Stellen Fischotter nachgewiesen wurden.

5.4

Möglichkeiten zur Verbesserung des potentiellen Fischotter-Lebensraumes

Nur ein kleiner Teil der untersuchten Gewässerabschnitte weist klar ausreichende Fisch-Biomassen aus. In manchen Gewässern hat gegenüber dem Anfang dieses Jahrhunderts mit Sicherheit, in anderen wahrscheinlich ein mehr oder weniger starker Rückgang der Fischbestände stattgefunden. Gründe sind unter anderem Eingriffe in die Gestalt der Gewässer, Zerstörung von Laichplätzen, Wanderungsbarrieren, veränderte Wasser- und Geschiebedynamik, punktuell wohl auch Gewässer-

verschmutzung. **Jede Massnahme, die eine Verbesserung der Lebensraumqualität für Fische bewirkt, müsste auch zu einer Verbesserung der Habitatqualität für Fischotter führen.** Fast alle mittleren und grösseren und viele kleine Fliessgewässer ausserhalb des Juras könnten vermutlich diesbezüglich aufgewertet werden. Aufgrund ihrer Lage besonders wichtig wäre die Verbesserung der Fisch-Produktivität der Broye, der Saane, der Petite Glâne, der oberen Glâne und mindestens eines Gewässers in der Orbe-Ebene. Diese Flüsse könnten aufgrund der naturräumlichen Voraussetzungen mit Sicherheit Fisch-Biomassen von mehr als 100 kg/ha erreichen. Das Risiko periodischer Fisch-Sterben in den Tessiner Alpentälern könnte vermutlich durch gezielte Eingriffe in die Gewässergestalt (Nebengewässer!) reduziert werden.

Eine **Verbesserung der Vegetationsdeckung entlang der Ufer** drängt sich hauptsächlich an folgenden Gewässern auf: Alle in der Orbe-Ebene, Areuse im mittleren Abschnitt, unterer Arnon und anschliessende Ufer des Neuenburgersees, Bielersee, Murtensee, Kanäle im Grossen Moos, alle Gewässer der Broye-Ebene zwischen Moudon und dem Murtensee, Kanäle im Grossen Moos, obere Glâne, Ticino unterhalb Arbedo und Lago Maggiore. Besonders in den störungsreichen Uferabschnitten der Seen könnte die Situation durch kleine, deckungsreiche und nicht betretbare "Inseln der Ruhe" möglicherweise verbessert werden, sofern solche Plätze in genügender Zahl geschaffen werden könnten.

Von besonderer Bedeutung ist es, dass die **heute isolierten Gebiete mit einigermaßen günstigem Ressourcenangebot verbunden werden** können. In dieser Hinsicht wäre es wichtig, bestehende Hindernisse ottergängig zu machen (Stauwehre von Aarberg, Niederried, Schiffenen, Lac de Moron, La Tine, Grandson, Verzasca). Ausserdem müssten Gewässerstrecken mit heute schlechter Ressourcenausstattung gezielt aufgewertet werden, wobei folgende Strecken besonders wichtig wären:

- **Yverdon-Orbe** (ev. bis Pompaples): Einer der zahlreichen Kanäle wäre reichhaltig zu gliedern und durchgehend von dichter Vegetation bewachsen zu lassen.
- **Zihlkanal**: Auf der ganzen Länge wäre jeweils mindestens ein Ufer für Menschen unzugänglich zu machen und von dichter Vegetation bewachsen zu lassen.
- **Bielersee**: Im Abschnitt Le Landeron bis Lüscherz wären jeweils im Abstand von einigen hundert Metern ungestörte und deckungsreiche "Trittsteine" zu schaffen.
- **Schiffenensee-Hagneck**: Die drei problematischen Wehre wären ottergängig zu machen. Massnahmen zur Erhöhung der Fischbestände wären zu ergreifen (falls an den Hauptgewässern nicht möglich, Schaffung fischreicher Nebengewässer, besonders entlang der Saane).
- **Fribourg**: Verbesserung der Deckungsverhältnisse an der Saane zwischen Windig und dem Wehr von Maigrauge (zumindest punktuell) wären wichtig.

- **Kleine Saane:** Massnahmen zur Erhöhung der Fischbestände wären zu treffen.
- **Lac de la Gruyère:** Die Deckungsverhältnisse im mittleren Abschnitt wären zu verbessern.
- **Ticino:** Unterhalb Arbedo wäre zwischen den Dämmen mindestens jeweils ein Uferstreifen der Wiederbewaldung zu überlassen und auf dieser Seite die Uferverbauungen bis an den Damm zurückzunehmen.
- **Lago Maggiore:** Durch das Schaffen deckungsreicher, ungestörter "Trittsteine" sollte versucht werden, die Bolle di Magadino mit dem italienischen Teil des Sees und der Maggia ottergängig zu verbinden.

5.5

Die Eignung verschiedener Gebiete zur Aussetzung von Fischottern¹

Es soll hier nicht diskutiert werden, **ob** es grundsätzlich sinnvoll ist, Fischotter in den Untersuchungsgebieten auszusetzen. Vielmehr soll auf einige spezifische Vor- und Nachteile hingewiesen werden, **falls** in einem der potentiellen Fischotterhabitate eine Aussetzung durchgeführt würde. Faktoren, welche die Eignung von Aussetzungsgebieten beeinflussen, wurden an anderer Stelle genannt (Kapitel 3). Soweit solche Faktoren bekannt sind, wird die Eignung verschiedener Gebiete hier in Stichworten charakterisiert. Wir betonen an dieser Stelle nochmals, dass wir es für wichtig halten, vor einer Entscheidung über Aussetzungen zusätzlich die Schadstoffbelastung der Fische und das aktuelle Vorkommen von Fischottern seriös abzuklären.

Doubs:

Vorteile: Fast lückenlos gutes und sehr gutes Ressourcenangebot. Anschliessende Gebiete ober- und unterhalb vermutlich ebenso geeignet. Naturschutzgebiete. Kaum Gefahr durch Fischsterben. Abwandern ausgesetzter Tiere schwer möglich. Wahrscheinlich keine existierende Fischotterpopulation.

Nachteile: Keine Ausweichmöglichkeit in andere Habitattypen. Schweizerischer Abschnitt zu klein für langfristig sichere Otterpopulation. Administrative Umtriebe mit Frankreich. Radiotelemetrische Überwachung mangels Strassen in Teilabschnitten sehr aufwendig. Als "Keimzelle" einer spontanen Wiederbesiedlung der übrigen Schweiz schlecht geeignet.

Forschungsmöglichkeiten: Entwicklung einer voll künstlichen Otterpopulation kann günstigenfalls studiert werden und Reaktion eines Lebensraumes auf einen

¹ Die Angaben in diesem Abschnitt, die sich mit aktuellen Fischottervorkommen befassen, wurden aufgrund des Kenntnisstandes von 1988 gemacht. Diese Angaben wurden anschliessend überprüft. In Kapitel 2 und 6 finden sich die aktuellen Angaben. Demnach kann nur noch am Neuenburgersee mit freilebenden Fischottern gerechnet werden.

neuen Superprädatoren. Ausgezeichnet geeignet zu langfristiger Populationsüberwachung.

Jurarandseen:

Vorteile: Als Zentrum einer grossräumigen Wiederbesiedlung der Schweiz günstig gelegen (nach Entschärfung einiger Hindernisse). Z.T. kleinräumig ökologisch sehr unterschiedliche Habitattypen verfügbar. Naturschutzgebiete. Kaum Probleme mit Fischern zu erwarten. Radiotelemetrische Überwachung gebietsweise einfach.

Nachteile: Wahrscheinlich noch (autochthone?) Fischotter im Gebiet. Ressourcenqualität (Fische!) am Neuenburgersee fraglich. Ausgesetzte Tiere könnten sich zu stark zerstreuen bzw. leicht abwandern und so für den Aufbau einer Population "verlorengehen".

Forschungsmöglichkeiten: Habitatwahl und Reaktion auf Störungen und Zivilisation können gut studiert werden. Gelegenheit zur erstmaligen Erforschung der Lebensweise der Art an Tieflandseen.

Saane-Glâne-Neirigue:

Vorteile: Ausgezeichnetes Ressourcenangebot. Potentieller Kern einer Wiederbesiedlung des ganzen Saane-Systems (falls Hindernisse entschärft werden können). Gefahr der Zerstreuung ausgesetzter Tiere gering. Teilweise gute Bedingungen für radiotelemetrische Überwachung.

Nachteile: Konflikte mit Fischern wahrscheinlich. Gefährdete Fischarten in der anschliessenden Saane. Klein auch unter Einbezug der anschliessenden marginalen Habitate. Ausweichmöglichkeiten in andere Habitattypen beschränkt.

Forschungsmöglichkeiten: Gut geeignet zur Erforschung der minimalen Ressourcen-Ansprüche (Fische, Deckung, Raum).

Haute Gruyère:

Vorteile: Habitattyp, der in der Schweiz noch relativ verbreitet ist. Bei Erfolg einer Aussetzung daher gute Aussichten für andere Gebiete der Schweiz. Mit Einschränkungen kleinräumige Wahl verschiedener Lebensräume möglich. Möglichkeit der Besiedlung anschliessender Räume, ausser Saane insbesondere auch Rhone- und Simmental, ev. Broye-Gebiet. Ausgezeichnete Bedingungen für radiotelemetrische Überwachung.

Nachteile: Ressourcen-Angebot mässig. Kleines Gebiet. Ev. Hindernisse zwischen Jaunbach und Saane. Fast nur Salmoniden in den Fliessgewässern. Ev. Probleme mit Fischern. Autochthones Fischottervorkommen nicht ausgeschlossen.

Forschungsmöglichkeiten: Studium der Lebensweise des Fischotters im voralpinen Habitat würde wichtige Aufschlüsse über die Chancen der Wiedereinbürgerung der Art in der Schweiz liefern.

Obere Broye:

Vorteile: Als Kerngebiet für die Wiederbesiedlung der Westschweiz hervorragend geeignet (Verbindungen Talent-Orbe, Mentue-Lac de Neuchâtel, Broye-Lac de Morat, Glâne-Neirigue, Sionge-Lac de la Gruyère, Veveyse-Lac Léman. Zahlreiche kleinräumige Ausweichmöglichkeiten. Günstig für radiotelemetrische Studien.

Nachteile: Fisch-Biomassen gegenwärtig wahrscheinlich ungenügend. Ausgesetzte Fischotter könnten nach allen Richtungen auswandern und so verlorengehen. Forschungsmöglichkeiten: Gut geeignet zur Erforschung der minimalen Ressourcen-Ansprüche (Fische!).

Piano di Magadino:

Vorteile: Einziges potentielltes Fischotterhabitat im Untersuchungsgebiet Tessin. Naturschutzgebiet. Fischotter könnte als Argument für ökologische Aufwertungsmassnahmen in der Magadino-Ebene und am Lago Maggiore verwendet werden. Verlorengehen ausgesetzter Tiere durch Auswandern unwahrscheinlich. Langfristig nach Biotopverbesserungen Anschluss an italienische Otterpopulation nicht ausgeschlossen.

Nachteile: Sehr kleines Gebiet. Nach allen Seiten Ausbreitungshindernisse. Schlechte Überwachungsmöglichkeiten in schwer zugänglichem Gelände. Bei Extremhochwasser kaum Rückzugsgebiete.

Maggia:

Fisch-Biomassen und Risiken müssen geklärt werden. Möglicher Anschluss an italienische Fischotterpopulation via Melezza.

Andere Gebiete:

Nachteile: Aufgrund der Habitatbewertung Ressourcenangebot als nicht optimal oder permanent gefährdet beurteilt; Langfristige Überlebenschancen ausgesetzter Tiere daher fraglich.

Forschungsmöglichkeiten: Die Bedeutung einzelner Habitatkomponenten kann besonders gut untersucht werden, wo diese knapp sind, da in anderen Gebieten schlecht zu unterscheiden ist, ob ungenutzte Räume ungünstig sind, oder ob sie genügend wären, aber wegen der Verfügbarkeit noch günstiger nicht genutzt werden müssen. Aussetzungen in "marginalen Habitaten" könnten daher bei geschickter Planung und Überwachung eventuell mehr neues Wissen über ökologische Ansprüche des Fischotters ergeben als Aussetzungen in optimalen Gebieten.

5.6

Ergänzungen zu einzelnen Parametern

Fischvorkommen:

Eine detaillierte Erhebung der Fischbiomassen im Rahmen der vorliegenden Untersuchung war nicht möglich. Es musste deshalb als Notlösung auf die Methode des

"Best Professional Judgement" zurückgegriffen werden. Wir befragten die für Fischerei zuständigen Amtsstellen der Kantone nach ihrer Meinung über Fischbiomassen, um zumindest Anhaltspunkte über den Fischreichtum des Untersuchungsgebietes zu erhalten. Wir danken an dieser Stelle den Herren DEMIERRE, FRIEDLI, JACQUAT, MATTHEY, NOLLO, PEDROLI, RENZ und TOMMASINI für ihre Hilfe und ganz besonders für die Bereitschaft, persönliche Meinungen über Fischdichten abzugeben auch wo diese sich nicht auf ein sicheres Datenfundament stützen. Die Kenntnisse der Fischdichten sind innerhalb des Untersuchungsgebietes sehr unterschiedlich: Während es dazu in manchen Gewässern genaue und detaillierte Daten aus wissenschaftlichen Untersuchungen gibt, kann an manchen Flüssen nicht einmal der fischereiliche Ertrag geschätzt werden.

Im Kanton VD gibt es ein fast vollständiges "inventaire des cours d'eau", das unter anderem Berechnungen der Fisch-Produktivität nach Huet für jedes Fließgewässer enthält. Dieses Inventar gliedert die Gewässer sehr fein; einzelne Abschnitte sind meist kürzer als ein km. Dieses Inventar wurde uns zur Verfügung gestellt und die Angaben über Fischdichten aus dem Kanton VD beruhen auf diesen Daten. Jährliche Produktivität von 0 - 30 kg/ha wurde als ungenügend, 40 - 60 kg/ha als fraglich und über 70 kg/ha als genügend bewertet. Die sich daraus ergebenden Bewertungen weisen zwei Fehlerquellen auf: (1) Die Datenaufnahme liegt in einzelnen Abschnitten bis zu 20 Jahre zurück; die Verhältnisse können sich unterdessen stark geändert haben. (2) Die verwendete Methode zur Berechnung der Fisch-Produktivität liefert nur in Salmonidengewässern gute Resultate; Cypriniden werden unterschätzt.

Die Angaben aus BE und NE beruhen nicht auf systematisch erhobenen Daten, sondern auf einer Mischung von Kenntnissen und Übertragung dieser Kenntnisse auf Gewässer, von denen keine Daten vorliegen. Die besten Kenntnisse bestehen auch hier über Salmoniden.

In FR untersucht die "Association des Pêcheurs Fribourgeois" im Rahmen eines langfristigen Programms auf wissenschaftlicher Grundlage die fischereiliche Produktivität der Gewässer. Daraus ergeben sich für gewisse Abschnitte sehr genaue Angaben. Da dieses Programm aber nicht abgeschlossen ist, liegen aus vielen Flussstrecken nur Fangerträge als Datenbasis vor, aufgrund derer kleinräumige Bewertungen nicht möglich sind. Herr RENZ von der commission technique der association des pêcheurs war in verdankenswerter Weise bereit, die vorhandenen Daten zur Verfügung zu stellen und zu interpretieren. Es zeigte sich auch hier, dass über Biomassen von Cypriniden relativ wenig Konkretes bekannt ist.

Im Kanton JU war nur der Doubs zu beurteilen, der auf der gesamten Strecke in diesem Kanton als hervorragendes Fischgewässer bekannt ist.

Aus dem Untersuchungsgebiet Tessin gibt es kaum konkrete Daten, aufgrund derer auch nur Schätzungen gemacht werden könnten. Nicht einmal gewässerspezi-

fische Fangstatistiken sind vorhanden. Einzig für Brenno, Ticino, Moësa und Lago Maggiore war deshalb eine Beurteilung zu vertreten.

Spezielle Probleme gab es bei der Beurteilung der Seen, zumal nur die Uferzonen als potentielle Jagdgründe für Fischotter in Frage kommen. Wir haben uns bei der Beurteilung der Seen auf Angaben der oben genannten Informanten, auf die Schätzungen in MÜLLER et al. (1976) und auf Fangstatistiken gestützt, und diese Informationen subjektiv zu Beurteilungen umgesetzt. Wir glauben, dass besonders die Einschätzung des Neuenburgersees und des Lac de la Gruyère fraglich sind: Vermutlich erreichen die Dichten im Neuenburgersee je nach Ufergestalt und Jahreszeit in manchen Gebieten keine 100 kg/ha. Der Lac de la Gruyère könnte andererseits entlang mancher Ufer Dichten von 100 kg/ha überschreiten.

Es ist zu beachten, dass Fischbiomassen in Fließgewässern saisonal grossräumigen Schwankungen unterworfen sind, wofür Wanderungen mancher Fischarten verantwortlich sind. So soll z.B. die Sense im Winter fast fischfrei sein, wogegen während der Laichzeit kleinste Bäche hohe Forellendichten erreichen können. Im Sommer können sich die Verhältnisse umkehren. Einige Stauseen frieren im Winter zu und bieten dann keine Nahrung; dies wurde bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Manche Gewässer erreichen die Dichten, welche aufgrund der Habitatqualität zu erwarten wären, deshalb nicht, weil Katastrophen in neuerer Zeit die Bestände dezimiert haben. Ein Beispiel dafür ist der Seyon.

In Fällen, wo von verschiedenen Personen die Verhältnisse unterschiedlich beurteilt wurden, haben wir in der Regel die optimistischere Meinung berücksichtigt. Wir haben versucht, für die Habitatanalyse Verhältnisse zu berücksichtigen, die 1988 zu erwarten sind. Diese Werte unterschätzen aus oben genannten Gründen vermutlich die Fischbiomassen in einigen cyprinidenreichen Fließgewässern und in Teilen des Lac de la Gruyère. Im Tessin und Misoix wurden der Lago Maggiore, der Ticino bis Biasca, der Brenno bis Acquarossa und die Moësa bis Mesocco als genügend, der Ticino bis Airolo und der Brenno bis Grumo als fraglich, und der Rest des Brenno als ungenügend eingestuft. Diese Bewertung ist für 1988 sicher zu günstig, da die Hochwässer des letzten Jahres zwischen 50% und 95% des Fischbestandes vernichtet haben (PETER 1987). Dieser Autor nennt allerdings günstige Voraussetzungen für das Wiedererstarken der Fischbestände.

Deckung:

Zur Charakterisierung der Deckung wurde eine Methode verwendet, welche von S.MACDONALD und C.MASON in Grossbritannien entwickelt wurde, und welche Sichtschutz, Schutz vor Betreten durch Menschen, sowie saisonale Veränderungen der Deckung berücksichtigt. Nach Meinung von S.MACDONALD und unseren Erfahrungen lassen sich nach einer Trainingsphase auf der gleichen Gewässerstrek-

ke sehr ähnliche Werte ermitteln. Wir erreichten praktisch ausnahmslos Übereinstimmung bei der Gesamtbewertung der einzelnen Abschnitte. Dennoch muss festgestellt werden, dass sich die Methode besser zur Unterscheidung sehr guter und sehr schlechter, als zur Bewertung mittelmässiger Deckungsverhältnisse eignet. Im Verlauf der Kartierungen zeigten sich Bewertungsprobleme nur bei wenigen Habitattypen: Schilfbestände, schmale Ufergehölze, Felsufer, Blockwurf.

Bei Schilfbeständen war für unsere Beurteilung entscheidend, ob bei hohem Wasserstand noch vollständig trockene Stellen zu erwarten sind. In diesem Falle wurden ungestörte, flächige Schilfbestände der Kategorie 4 (ev.5) zugewiesen. War dies nicht der Fall, konnte günstigenfalls 3 (nur temporär verfügbare Deckung) erreicht werden. Diese Art der Differenzierung war an Stellen wichtig, wo anschliessend an Ufermauern flächige Schilfbestände vorgelagert sind (Jurarandseen).

Bei schmalen Ufergehölzen war das entscheidende Beurteilungskriterium, ob ein Weg entlang führte. In diesem Fall wurde mit 2 (falls unterspültes Baumwurzelwerk, meist Eschen, vorhanden war 3) bewertet. Falls keine Störung durch Menschen zu erwarten war (keine anschliessenden Wege, Gärten, Freizeiteinrichtungen etc.) und unterspülte Baumwurzeln vorhanden waren, erreichten solche Stellen den Wert 4.

Falls Felsen (ohne Höhlen) oder andere unüberwindliche Strukturen zwischen Wasser und Deckungsmöglichkeiten lagen, wurde mit 1 bewertet (je nach vorgelagerten Strukturen eventuell 2). Diese Situation ergab sich manchmal in Felsschluchten und erklärt, dass auch an wilden, unberührten Gewässern ausnahmsweise tiefe Deckungsdurchschnitte ermittelt wurden.

Bei groben Blockschüttungen mit Hohlräumen wurden diese als potentielle Tagesverstecke beurteilt, insbesondere wenn die Blöcke teilweise von Vegetation (z.B. Brombeeren) bedeckt waren. Aus diesem Grunde erreichten in einigen Fällen auch Gewässer ohne Ufergehölz ausreichende Deckungswerte für "genügend".

Störung:

Bei der Beurteilung der (nächtlichen) Störung wurden nur die Kategorien "genügend" und "fraglich" unterschieden. Einzelne Uferzonen können demnach definitionsgemäss alleine wegen Störungsquellen nicht als ungeeignet eingestuft werden. Eine Übersicht über die Häufigkeit verschiedener Störungsquellen, die zur Einstufung "fragliche Eignung" führten, gibt Tabelle 2.

In einigen weiteren Fällen wurden potentiell störende Einrichtungen zwar kartiert, aber als nicht ausreichend für eine Abwertung des betreffenden Uferabschnittes beurteilt. Dies betraf hauptsächlich alleinstehende Wochenend- und Fischerhäus-

chen, wenn diese offensichtlich nicht häufig benutzt werden (solche Gebäude könnten sogar als Tagesverstecke attraktiv sein). Einzelhöfe in Gewässernähe, Sägereien oder Lagerhäuser wurden grundsätzlich nicht als wichtige Störungsquellen beurteilt.

Tabelle 2: Häufigkeit verschiedener als problematisch eingestufte Störungsquellen

Störungsquelle	Zahl der Uferabschnitte mit solchen Störungsquellen	
	Westschweiz	Tessin
Siedlung	211	75
Campingplätze	59	7
Ferien- und Wochenendhäuser	48	22
Hafenanlagen	80	8
Strandbäder	20	6
Uferpromenaden, siedlungsnaher Fusswege	36	0
Militärische Einrichtungen	18	0
Anderes	26	9

Zugänglichkeit:

Der Zugang zum Wasser bzw. ans Land kann insbesondere bei Verbauungen und in Felsgebieten schwierig oder unmöglich werden. Die Möglichkeit zum Wechseln zwischen Land und Wasser wurde im Einzelfall abgeschätzt. Senkrechte Ufer von ≥ 40 cm galten dann als unüberwindlich, wenn sie direkt ans Wasser grenzten. Wenn ein schmaler Uferstreifen vorgelagert war, wurden Mauern bis zu ca. 80 cm Höhe als überwindbar angenommen.

Zugangsmöglichkeiten ins und aus dem Wasser waren in den Untersuchungsgebieten nur ausnahmsweise eingeschränkt. Alle Ufer, an denen nicht mindestens alle 50m ein- und ausgestiegen werden kann, wurden auf den Protokollkarten markiert. Für die Gesamtbeurteilung wesentlich waren in der Westschweiz nur 42 Abschnitte (= 3 %) mit ungenügendem Zugang und 31 Abschnitte (2%) mit fraglichem Zugang. Im Tessin betragen diese Zahlen 16 (= 4%) und 17(= 4%).

Hindernisse:

Im Habitat-Modell wurde festgehalten, dass innerhalb von potentiellen Fischotterhabitaten keine unüberwindlichen Hindernisse und möglichst wenige die Fortbewegung behindernde Objekte vorhanden sein dürfen. Als Hindernis sollte ein

Objekt dann von Bedeutung sein, wenn erwartet werden kann, dass der gleiche Otter das Gebiet ober- und unterhalb nicht regelmässig nutzen würde. Eine Beurteilung der Überwindbarkeit potentieller Hindernisse erwies sich im Einzelnen als schwierig. Um zumindest vergleichbare (wenn auch subjektive) Kriterien im gesamten Untersuchungsgebiet zu verwenden, wurde wie folgt vorgegangen:

Jede Situation, die dazu führen könnte, dass ein Fischotter entweder mindestens 200 m ohne Unterbruch schwimmend zurücklegen oder am Ufer deckungslose Flächen überqueren müsste, um das betreffende Gebiet zu durchqueren, wurde als mögliches Hindernis kartiert. Anschliessend wurden die kartierten Fälle diskutiert und die meisten Stellen, die vermutlich nur durch Siedlungsgebiet oder über deckungsarme Flächen von mindestens 200 m Länge oder in Deckung auf Umwegen von über 1 km Länge umgangen werden könnten, von D.Weber begangen und nochmals beurteilt (Ausnahme: Tessin). Zeigte sich, dass die zweite Definition vermutlich erfüllt war, so wurden diese Stellen als wichtige Hindernisse bezeichnet. Alle übrigen Hindernisse wurden für die Beurteilung potentieller Fischotterhabitate nicht berücksichtigt. Ihre genaue Position kann den Original-Protokoll-Karten entnommen werden. Manche Hindernisse (z.B. Strassendämme) können leicht umgangen werden, dies jedoch nur über frequentierte Strassen. Solche Situationen wurden in der Rubrik "Risiken" festgehalten. Manche Objekte kommen nur bei Hochwasser als Hindernisse in Betracht. Sie wurden auf den Protokollblättern bezeichnet, in der Auswertung als Hindernisse aber nicht berücksichtigt.

Die wichtigen Hindernisse in der Westschweiz sind:

- Die Staumauer an der **Aare in Aarberg (BE)**. Wegen vermauerter Ufer kann das Wehr nicht kleinräumig umgangen werden. Es ist ein Land-Umweg von mindestens 350m erforderlich, der jedoch entweder durch Siedlungsgebiet oder deckungsarmes Gelände führt.
- Die Staumauer **Niederried (Aare, BE)**. Sie könnte linksufrig in einem Waldstreifen auf ca. 500m in Deckung umgangen werden, jedoch ist die Ein- und Ausstiegsmöglichkeit auf dieser Seite oberhalb des Wehrs nicht klar, sicher aber nicht günstig. Auf einer sanft ansteigenden, breiten Betonmauer und dann über Rasen und Treppen könnte das Wehr auch in der Mitte mit Sicherheit gequert werden, doch wären davon mindestens 200m deckungslos. Rechtsufrig müssten beim Umgehen ca. 500m Agrarland überquert werden.
- Mehrere Stellen an der **Areuse**, von Bedeutung besonders: Eine 600m lange Strecke ohne Ausstieg in **Couvet (NE)**. Kann nicht in Deckung umgangen werden. Umgehen entweder durch Siedlung (600m), durch Landwirtschaftsgebiet (1,5km) oder zu 2/3 im Wald (2,5km). Vermauerte Strecken in **Fleurier (NE)**. Dieser Ort kann vermutlich nicht entlang der Areuse durchquert werden. Umgehen ist entweder durch Siedlung (ca. 1km) oder durch Wald und Landwirtschaftsgebiet (1km, davon 400m deckungslos) möglich. Der Buttes ist eventuell via Fleurier-Bach (davon allerdings über 1km in Siedlung, z.T. ohne Deckung) auf einem deckungslosen Landweg von 200m zu erreichen.

- Eine kanalisierte Strecke ohne Ausstieg von ca. 600m Länge in **Buttes** (NE). Zu umgehen entlang Hangfuss rechtsufrig, davon ca. 700m in Deckung, 300m in Wiesland.
- Ein kleines Wehr (ca. 80cm hoch) an der **Cerjaulle in Lucens** (VD) innerhalb einer Strecke mit senkrecht vermauerten Ufern kann vermutlich nicht übersprungen werden. Die Stelle kann nur mitten durch die Siedlung (ca. 400m) oder auf einem Umweg von ca. 1km, wovon mindestens 300m Landwirtschaftsgebiet, umgangen werden.
- Eine vermauerte Strecke (3km) des **Canal Occidental bei Boctuz**. Senkrechte Betonmauern von ca. 1m Höhe beidseitig machen den Ausstieg unmöglich. Das Überqueren des Kanals ist nur auf einigen Brücken möglich. Umgebung: Landwirtschaftsgebiet bzw. eingezäuntes Gelände der Strafanstalt.
- Die Staumauer des **Lac de Moron am Doubs** (NE). Wegen der seitlich bis ans Wasser stossenden Felsen der Schlucht rechtsseitig nur via ein kleines Strässchen durch Tunnel zu umgehen (ca. 200m). Linksufrig können Felsen eventuell durchstiegen werden (dann als Hindernis ohne grosse Bedeutung). Falls die Felsen umgangen werden müssen, sind Umwege (in Deckung) von knapp 1km nötig.
- Das vermauerte Ufer des **Lac de Neuchâtel in Grandson** (VD). Muss entweder auf ca. 700m Mindestdistanz umschwommen, oder auf über 1km langem Landweg durch Siedlung oder Landwirtschaftsgebiet umgangen werden.
- Ein kleines Wehr am **Nozon in Orny** (VD). Der Nozon unterquert mitten im Dorf die Hauptstrasse und anschliessend ein Haus. Dazwischen vermauerte Ufer und ein kleines Wehr. Unterhalb vermauerte Ufer. Zum Umgehen müsste der Ort durchquert werden (ca. 300m Siedlungsgebiet (Bauerndorf) oder ein Umweg von ca. 1km, meist durch Landwirtschaftsgebiet oder Gärten gemacht werden.
- Ein kleines Wehr an **Nozon in Romainmôtier** (VD). Unterhalb ist der Nozon ca. 200m ohne Ausstieg wegen senkrechter Ufermauern. Kleineräumiges Umgehen ist durch einen engen, stabilen Zaun am einzigen Ausstieg direkt unterhalb des Wehrs verunmöglicht. Umweg rechtsufrig entweder ca. 400m am Siedlungsrand durch Landwirtschaftsgebiet oder ca. 1km meist durch Wald.
- Zwei Wehre an der **Orbe in Vallorbe** (VD). Das obere Wehr im alten Ortszentrum kann bei Mittelwasser vermutlich entlang des Ufers begangen werden. Das untere Wehr bei der Kläranlage befindet sich zwischen senkrechten Mauern. Eine kleineräumige Umgehungsmöglichkeit ist durch Maschendraht versperrt. Grossräumig zu umgehen entweder ca. 400m durch Siedlungsgebiet (Rand) oder mehrere Kilometer durch Wald und Landwirtschaftsgebiet.
- Stauwehr von **La Tine an der Saane** (VD). Stauwehr in Felsschlucht. Kann rechtsufrig eventuell via Eisenbahngleise durch Felsen und über Rutschhang umklettert werden. Sonst über 1km Umweg (Wald).

- Staumauer von **Rossens and der Saane** (FR). Staumauer in Felsschlucht kann auf Saumwegen umgangen werden (via Strasse); anschliessende Ufer des Sees aber mit steilen Felsen und daher sehr deckungsarm und teilweise ohne Ausstieg. Daher Mauer zusammen mit unterstem See-Ufer als Hindernis klassiert.
- Staumauer von **Schiffenen an der Saane** (FR). Staumauer beidseits mit Felswänden (talabwärts). Linksufrig auf ca. 800m zu umgehen, davon aber 300m durch offenes Landwirtschaftsgebiet. Rechtsufrig ca. 1,2km Umweg, aber innerhalb Deckung.

Die wichtigsten Hindernisse im Tessin sind:

- Die Schlucht des **Isorno oberhalb Intragna**, die vermutlich für Fischotter unpassierbar ist und grossräumig durch bewaldete Steilhänge umgangen werden müsste (mindestens 2 km Landweg in guter Deckung).
- Die vermauerten Ufer des **Lago Maggiore in Locarno und Muralto**, die auf einer Strecke von mindestens 1km umschwommen werden müssten (Landweg nur durch Siedlung).
- Die Schlucht der **Rovana unterhalb Collinasca**, die auf einer Länge von ca. 1,3km eventuell ohne Ausstiegsmöglichkeit ist. Dieser Abschnitt müsste auf einem Landweg entsprechender Länge umgangen werden. Deckung wäre im Steilhang-Wald vorhanden.
- Die **Verzasca-Talsperre**. Weil die Schlucht unterhalb der Staumauer auf einer Strecke von ca. 500m vermutlich ohne Ausstiegsmöglichkeit ist, muss die Anlage auf einem Landweg von über 1 km (durch Wald) umgangen werden.

Mutterbau-Standorte:

Potentielle Standorte für Mutterbaue wurden einzeln kartiert. In der Regel handelte es sich bei solchen Stellen um bewaldete Tälchen oder Schluchten von Seitenbächlein. An Seen wurden gelegentlich auch grosse Schilfbestände als potentielle Mutterbau-Standorte angesprochen, wenn darin verbuschte, erhöhte Stellen vorhanden waren. Die genauen Standorte sind auf den Feldprotokollen festgehalten. Die Kriterien des Habitatmodelles sind vermutlich eher zu restriktiv; es ist anzunehmen, dass zahlreiche weitere Gelegenheiten zur Anlage von Mutterbauen bestehen. Trotz dieser hohen Anforderungen an potentielle Mutterbau-Standorte erwies sich dieser Faktor nirgends als entscheidend bei der Evaluation potentieller Fischotter-Habitate.

Risiken:

Angaben über die beiden vermutlich wichtigsten potentiellen Risikofaktoren in den Untersuchungsgebieten (Schadstoffbelastung der Fische, Fischsterben) konnten in dieser Studie nicht systematisch erhoben werden. Aus diesem Grund wurde kein Versuch unternommen, die Risiken in den potentiellen Fischotterhabitaten gesamthaft zu bewerten. Einzig für die Flüsse Brenno, Ticino und Moësa ist ein hohes Risiko von Fischsterben sicher. Während der Kartierungen wurden einige lokalisierbare Gefahrenquellen festgestellt und protokolliert. Es handelte sich mehrheitlich um Strassen.

Alle Brücken und Dämme von Kantonsstrassen und Eisenbahnlinien, die nicht unterquert werden können, wurden als Risiken aufgefasst. Gleiches gilt für Strassen und Eisenbahnlinien, welche auf Strecken von mindestens 200 m entlang des Ufers oder durch uferbegleitende deckungsreiche Vegetation führen. Ausnahmen bilden Strassen, welche durch Mauern oder Zäune fischottersicher vom Uferbereich abgetrennt sind. Schwer einzuschätzen war das Risiko, das von baulichen Einrichtungen (Wehre, Wasserfassungen) ausgeht. Möglicherweise kritische Stellen wurden ebenfalls protokolliert.

6.1

Zusammenfassung

Das aktuelle Vorkommen des Fischotters in der Westschweiz wurde abgeklärt. Grundlage dazu bildeten eine extensive Spurensuche an einem Gewässernetz von ca. 1'300 km Länge (1987/88), eine intensive Spurensuche an 5 ausgewählten Gewässersystemen (1989) und zahlreiche intensive Such-Aktionen an kleineren Gewässerabschnitten (1988).

Innerhalb des Untersuchungsgebietes von ca. 5'000 km² gibt es derzeit noch mindestens einen, höchstens ca. fünf freilebende Fischotter, und zwar am Südostufer des Neuenburgersees. Wir neigen dazu, eher die erste Zahl für korrekt zu halten. In allen anderen Teilen des Gebietes, insbesondere auch an Schwarzwasser und Sense, wo in den Siebzigerjahren eine Wieder-Einbürgerung versucht wurde, fehlt die Art heute.

¹ *Fischotter-(Lutra lutra)-Vorkommen in der Westschweiz 1989. Darius Weber und Jean-Marc Weber, Hintermann & Weber AG, Reinach, im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz, März 1989.*

Die Spurensuche Januar-Februar 1989:

Zwischen dem 10. Januar und dem 2. März 1989 wurden die Ufer der 5 Untersuchungsgebiete (Südufer von Neuenburger- und Bielersee; Doubs; Saane zwischen Rossens und Fribourg mit Zuflüssen; Saane zwischen Hongrin-Mündung und Lac de la Gruyère incl. Jaunbach und Javro; Sense-Schwarzwasser-Gebiet) systematisch nach Spuren von Fischottern abgesucht. Dabei bewegten wir uns nach Möglichkeit direkt auf der Uferlinie oder knapp innerhalb des Gewässers. Zusätzlich wurden an geeigneten Stellen Stichprobenkontrollen durchgeführt, wobei nach der britischen Standardmethode vorgegangen wurde (MASON & MACDONALD 1986).

Wir suchten nach allen denkbaren Fischotterspuren (z.B. BOUCHARDY 1986). Zum Auffinden allfälliger Losungsmarken waren die Verhältnisse überall günstig (Niedrigwasser); zum Auffinden von Trittsiegeln waren die Bedingungen besonders entlang der Seeufer, die sich bei Niedrigwasser als Schlickflächen präsentierten, und an Jaunbach und Javro, die bei gutem Spurschnee abgesucht werden konnten, ideal.

Damit eine Losungsmarke dem Fischotter zugeschrieben werden konnte, mussten beide Bearbeiter unabhängig voneinander zur gleichen Identifikation gelangen. Neben Position, Form und Inhalt von Losungen war in erster Linie der Geruch entscheidend. Es fiel uns in fast allen Fällen leicht, die zahlreich vorgefundenen Losungen eindeutig einer Tierart oder Artengruppe zuzuordnen; einige Probleme verursachte nur eine Serie von Losungen am Neuenburgersee, die aber mit Sicherheit nicht vom Fischotter stammten.

Die abgesuchten Uferabschnitte wurden auf Karten im Masstab 1:25'000 protokolliert und Ergänzungen dazu in einem Feldbuch festgehalten. Fischotterspuren wurden fotografiert und Losungen eingesammelt.

Extensive Suche 1987 und 1988:

Im Rahmen der Habitat-Bonitierung (Kapitel 5) wurden in der Westschweiz ca. 1'300km Gewässerufer begangen, wobei alle für Fischotter nicht a priori ungeeigneten Gebiete erfasst werden sollten. Die Bearbeiter dieser Studie hatten sich vor-

gänglich im Erkennen und Finden von Fischotterspuren in Gebieten trainiert, in denen freilebende Fischotter noch vorkommen. Während der Feldarbeit zur Habitatbonitierung wurde auch nach Fischotterspuren gesucht, wobei allerdings die Uferlinie nicht lückenlos, sondern in Stichproben begangen wurde. Die Resultate dieser extensiveren Ottersuche wurden auf den Original-Protokollen festgehalten.

Zusätzliche Exkursionen in den Jahren 1987 und 1988 dienten der Suche nach Fischotterspuren in zahlreichen Gewässern der Westschweiz, aus denen mögliche Hinweise auf Fischottervorkommen vorlagen, oder die uns für Fischotter günstig erschienen. Besonders viele Suchaktionen wurden am Schwarzwasser durchgeführt.

Sicherheit und Aussageschärfe der Ergebnisse:

Wir halten aus verschiedenen Gründen die in diesem Bericht vorgestellten Ergebnisse für zuverlässig und vollständig:

- Wir haben eine langjährige Erfahrung im Abspüren von Raubtieren, insbesondere aber von Musteliden incl. Fischotter.
- Fischotterspuren sind leichter zu finden und zu identifizieren als die Spuren der meisten anderen europäischen Raubtiere.
- Die Fischotterspuren, die wir - hintereinandergehend - am Neuenburgersee gefunden haben, entdeckte jeweils der voranmarschierende von uns und wir wurden beide gleich oft "fündig".
- Die Ergebnisse der intensiven Suche im Winter 1989 decken sich vollständig mit den Ergebnissen der extensiven Untersuchung des Vorjahres und den zahlreichen Exkursionen der beiden Bearbeiter im Verlauf des Jahres 1988.

6.3

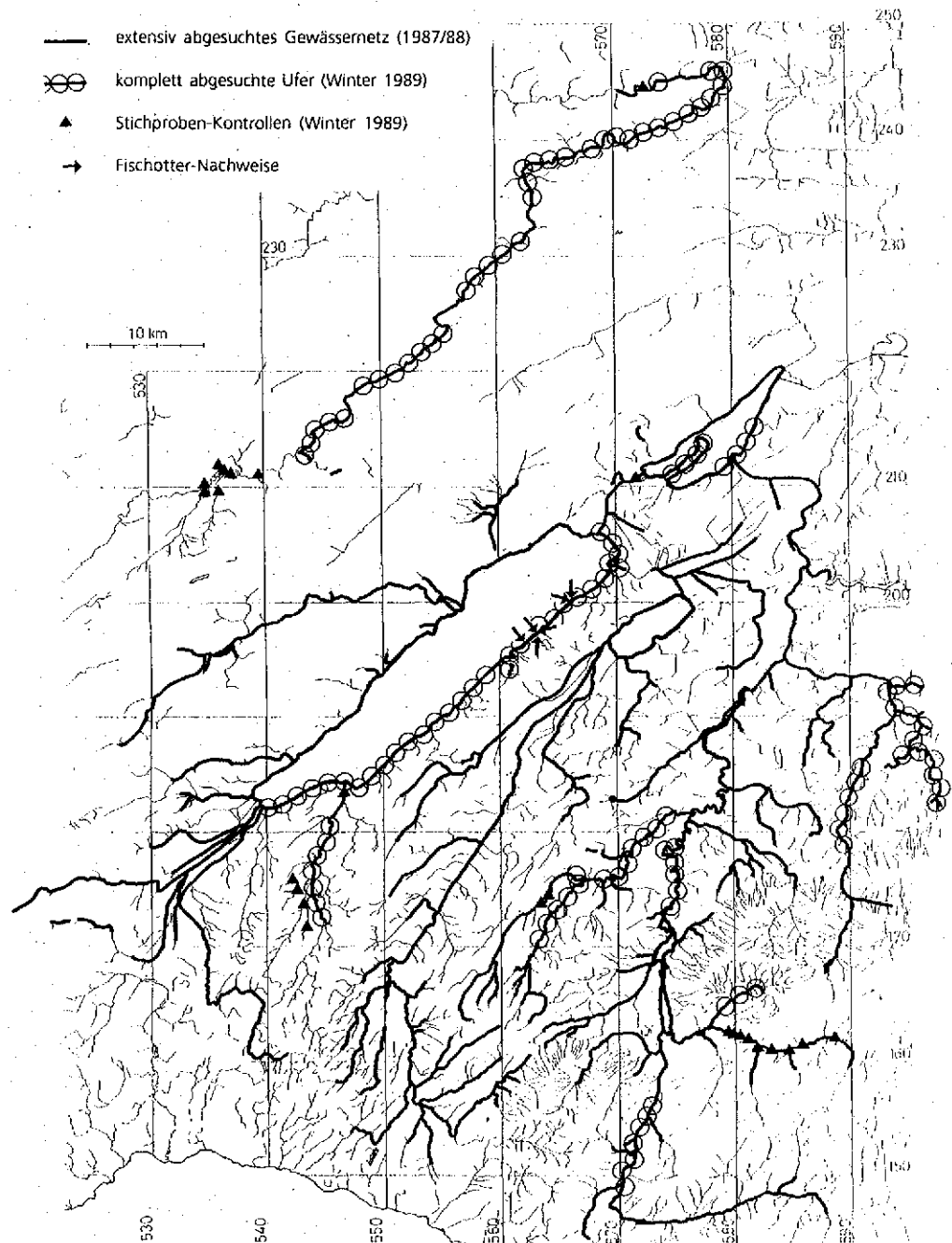
Ergebnisse

Übersicht:

Die abgesuchten Gewässerstrecken und die Lage der Fischotterspuren sind auf der Übersichtskarte dargestellt. Sichere Fischotterspuren wurden 1989 nur am Neuenburgersee gefunden. In der extensiven Untersuchung von 1987/88 wurde eine

"Gelée-Marke" angrenzend an dieses Gebiet als einziger möglicher Hinweis auf Ottervorkommen gefunden. Diese Marke konnte leider nicht fotografisch dokumentiert werden.

Abbildung 11: Übersicht über die untersuchten Gewässer und die Fundstellen von Fischotterspuren



An anderen Stellen im Untersuchungsgebiet wurden weder bei den beiden Gewässerbegehungen im Auftrag des BFL, noch bei zahlreichen weiteren Exkursionen der beiden Bearbeiter im Jahr 1988 sichere oder zweifelhafte Hinweise auf Fischotter-

vorkommen entdeckt. Dies betrifft besonders auch das Schwarzwasser-Sense-Gebiet, das von D.W. mehrfach abgesucht wurde.

Details zum Neuenburgersee:

Die genaue Lage einiger der Fischotterspuren am Neuenburgersee ist auf den Fotos ersichtlich. Auffallend an den Fundorten ist die Tatsache, dass sie nicht in den ausgedehnten Schilf- und Riedgebieten lagen, sondern in unmittelbarer Umgebung von bewohnten und unbewohnten Häusern.

Folgende Spuren wurden gefunden und dokumentiert:

Nr.1: Gelée-Marke auf Ufer-Block in unbenutzter Ferienhaus-Siedlung (Koord. 566.300/199.900), Gde.Champmartin, 25. Januar 89. Die Marke ist frisch, vermutlich aus der letzten Nacht.

Nr.2: Trittsiegel in betoniertem Mäuerchen ca. 3 m vom Ufer in der gleichen Ferienhauskolonie wie Nr.1 (566.200/199.850), 25. Januar 89. Das Mäuerchen trägt die Jahreszahl 1983. Falls die Otterspur nicht authentisch ist, muss sie mit Absicht als Fischotterspur in den weichen Zement modelliert worden sein.

Nr.3: Gelée-Marke auf einem Betonrohr mitten auf dem Fahrweg zwischen Fischerhäuschen und Schilfgebiet in Portalban (563.500/197.300), 25. Januar 89. Alter auf 2 bis 10 Tage geschätzt.

Nr.4: Losungen und Gelée auf einem Fussgängersteg im Fischerhafen von Portalban (563.400/ 197.250), 25. Januar 89. Unterschiedlich frische Losungen. Eindeutig dem Otter zuzuordnen eine Gelée-Marke und eine Losung, Alter auf 2 bis 10 Tage geschätzt. Weitere, vollständig eingetrocknete Losungen ohne Geruch könnten auch vom Iltis stammen.

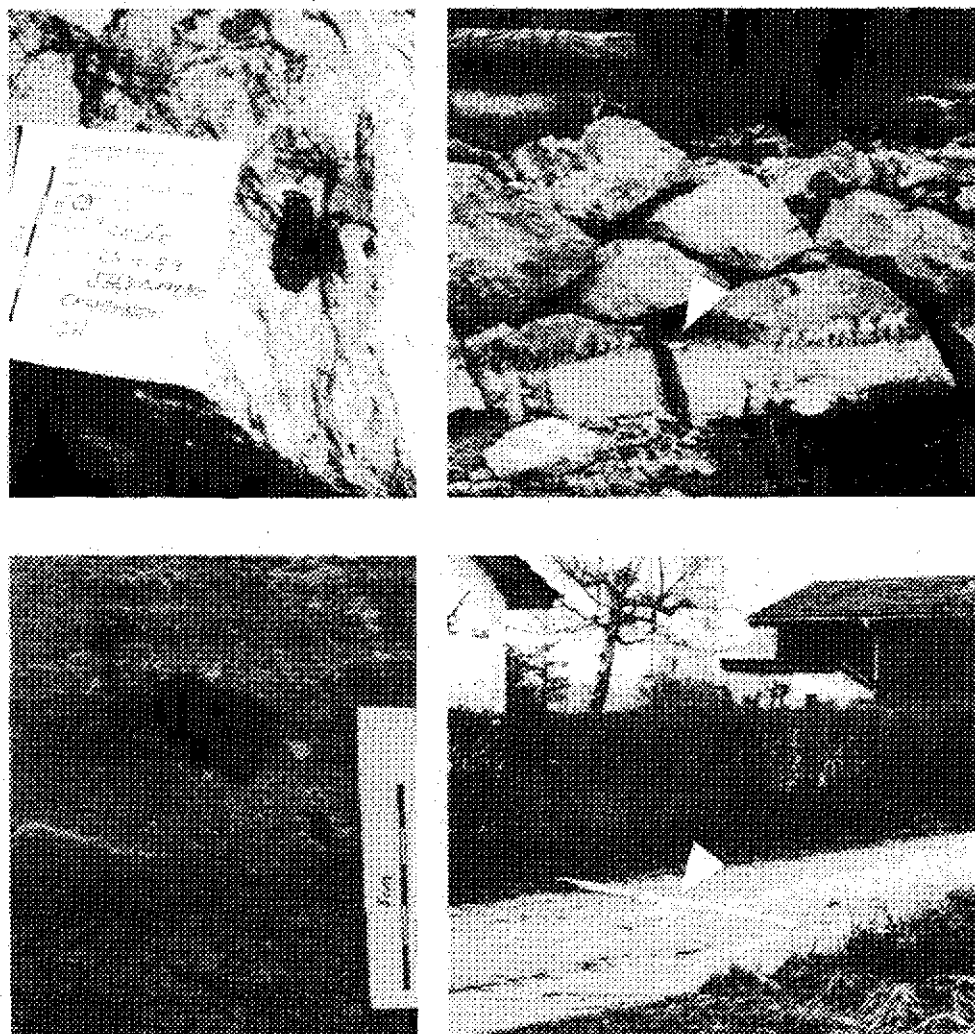
Nr.5: Losung auf Uferblock in Ferienhaus-Gebiet von Portalban (562.700/ 196.600), 26. Januar 89. Alter auf über 2 Tage geschätzt.

Nr.6: Losung im Hafen von Portalban (563.300/197.300), 25. Januar 89. Alter wohl über 2 Tage. Fotografisch wegen Kamerafehler nicht dokumentiert.

Zwei frische Losungen (vermutlich vom frühen Morgen des 25. Januar) fanden wir direkt bei Spur Nr.2. Wir vermuten aufgrund der Lage, der Grösse und der Form, dass es sich dabei um Fischotterlosungen handelte. Allerdings wiesen diese Losungen zumindest nach der Meinung des einen Bearbeiters zuwenig typischen Ge-

such auf, um als sichere Nachweise zu gelten. Dies mag daran gelegen haben, dass sie keine Fischreste, sondern ausschliesslich Feder- und Hautteile von Wasservögeln aufwies.

Abbildung 12: *Fischotterspuren am Neuenburgersee, Januar 1989. Situation und Fischotter-Märke jeweils nebeneinander.*



6.4

Fischottervorkommen in der Westschweiz

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass innerhalb des gesamten Untersuchungsgebietes (ca. 5'000 km²) zur Zeit nur am Neuenburgersee Fischotter leben. Damit hat die Art seit den Siebzigerjahren (MÜLLER et al. 1976) weiter abgenommen.

Eine Umrechnung unserer Funde auf den gebräuchlichen britischen Standard (MASON & MACDONALD 1986) ergibt 1% positive Stichproben (jeder abgesuchte Uferkilometer als eine Stichprobe gerechnet). Zum Vergleich: Irland 92%, Schottland 73%, Wales 20 %, Frankreich 15%, England 6%.

Die Spuren am Neuenburgersee stammen sicher nicht von einer kopfstarken Population. Dazu ist dasjenige Gebiet, in dem Spuren gefunden wurden, zu klein. Aufgrund des unterschiedlichen Alters der vorgefundenen Markierungen halten wir es für möglich, dass alle Spuren aus dem Winter 1989 vom gleichen Individuum stammen, das seine Aktivitäten im Verlauf einer Woche allmählich in nordöstlicher Richtung verlagerte. Zweimalige Nachsuche im gleichen Gebiet (Januar und März 89) ergab übrigens keine neuen Spuren; vielleicht war das Einzel-Individuum einige Kilometer weiter gezogen.

Das Fischottervorkommen am Neuenburgersee bestand auch in den Siebzigerjahren (MÜLLER et al. 1976). Der letzte uns bekanntgewordene Nachweis aus diesem Gebiet stammt von Robert Hainard, der 1982 an der Mentue-Mündung das Pfeifen von Ottern vernommen hatte (persönliche mündliche Mitteilung). Das Trittsiegel von 1983 und die Beobachtung von 1987 könnten als Indizien dafür genommen werden, dass es sich beim derzeitigen Ottervorkommen nicht unbedingt um das Ergebnis neuerer Aussetzungen, sondern eventuell um den letzten Rest einer autochthonen Population handelt. Dennoch möchten wir heimliche Aussetzungen nicht grundsätzlich ausschliessen.

Das auf eine Aussetzung in den Siebzigerjahren zurückgehende Fischottervorkommen im Schwarzwasser-Sense-Gebiet ist dagegen eindeutig erloschen (WEBER et al. im Druck). Aufgrund der Ergebnisse von Spurensuch-Aktionen verschiedener Personen sind die Fischotter in diesem Gebiet vermutlich bereits seit einigen Jahren verschwunden.

Die Belastung schweizerischer Fische mit PCBs und ihre Bedeutung für Fischotter¹

7.1

Zusammenfassung

Im Verlauf der letzten Jahrzehnte sind fast überall in der Westhälfte Europas die Fischotterbestände zusammengebrochen. Dies trotz teilweise intensiver Schutzbestrebungen und auch in grossräumig naturnahen Gebieten, wie z.B. den Schwedischen Nationalparks. Um 1980 wurde erstmals die Hypothese formuliert, dass in der Nahrungskette angereicherte PCBs (Polychlorierte Biphenyle) für den europäischen Otterrückgang hauptverantwortlich seien. Seither wurden in ganz Europa Daten gesammelt, die diesen Verdacht erhärten.

Obwohl bislang keine systematischen toxikologischen Langzeituntersuchungen an Fischottern angestellt wurden, erscheint die PCB-Hypothese besonders aus folgenden Gründen plausibel: Sowohl im Fischottergewebe, als auch in den Fischen werden hohe PCB-Konzentrationen in Gebieten mit Otter-Bestandsrückgang und geringe Werte in Gebieten mit stabilen Populationen gemessen. Laborversuche mit dem nahe verwandten Mink ergaben Reproduktionsausfälle bei PCB-Konzentrationen, die von europäischen Fischottern überschritten werden. Es gibt Hinweise auf ungenügende Reproduktionsleistung als Ursache des Fischotterrückganges hin.

Aufgrund des aktuellen Wissensstandes muss eine PCB-Belastung der Fische von über 0.02-0.05 mg/kg Frischgewicht als problematisch für das Überleben von

¹ Aktualisierte Fassung der Dokumentation: PCBs als Ursache des Fischotterrückganges in Europa und in der Schweiz: Hypothesen, Fakten, Fehlende Grundlagen. Darius Weber 1990. Hintermann & Weber AG, Reinach, im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).

Fischotter-Populationen angesehen werden. Die verfügbaren Werte aus der Schweiz liegen im Allgemeinen um ein Vielfaches über diesen "Grenzwerten" und müssen auch im europäischen Vergleich als hoch eingestuft werden. Da einerseits keine Hinweise auf einen Rückgang der PCB-Belastung schweizerischer Fische bestehen, und andererseits PCBs extrem langlebige Stoffe sind, muss die Schweiz in den nächsten Jahrzehnten als ungeeigneter Fischotter-Lebensraum angesehen werden. Das Aussterben des Fischotters in der Schweiz kann dagegen mit der allgemeinen PCB-Belastung der Fische gut erklärt werden.

7.2

Ein generelles Erklärungsmodell für Mitteleuropa

Die Hypothese:

Der Fischotterrückgang in Europa während der letzten 20 Jahre ist grossräumig durch chronische Vergiftung mit PCBs (Polychlorierten Biphenylen) aus der Nahrung (Fische) verursacht.

Diese Hypothese wurde erstmals von OLSSON & SANDEGREN (1983) formuliert und seither durch zahlreiche indirekte Hinweise unterstützt (MASON 1989). Unter Otter-Fachleuten gilt die "PCB-Hypothese" heute als plausibelste Erklärung für den gesamteuropäischen Fischotterrückgang, wobei allerdings in manchen Gebieten auch andere Faktoren wirksam sind (MACDONALD im Druck). MASON (1989) diskutiert den aktuellen Kenntnisstand über Toxikologie und populationsbiologische Bedeutung der PCB-Belastung für Fischotter ausführlich.

Die wichtigsten Argumente:

Die **Analyse von Fischottergewebe** ergibt hohe PCB-Konzentrationen in Gebieten mit Bestandsrückgang und geringe Werte in Gebieten mit stabilen Populationen.

Laborversuche mit dem nahe verwandten **Mink** (amerik.Nerz) ergaben Reproduktionsausfälle bei PCB-Konzentrationen, die von europäischen Fischottern überschritten werden.

Die **PCB-Konzentrationen in Fischen** aus Gebieten mit Fischotterrückgang liegen über denjenigen Werten, die bei Mink-Fütterungsversuchen Reproduktionsausfälle verursachen.

Der **Verlauf des Fischotterrückganges** und die **Populationsstruktur der zurückgehenden Bestände** weisen auf ungenügende Reproduktionsleistung als Ursache des Fischotterrückganges hin.

Das **Aussterben** der letzten Fischotter **in strukturell optimalen Lebensräumen** Europas kann mit den traditionellen Theorien (Zerstörung des Lebensraums, Rückgang der Fischbestände, direkte Verfolgung) nicht erklärt werden.

Fehlende Beweise:

Die PCB-Hypothese ist vielleicht nur deshalb so überzeugend, weil sie so einfach ist. Es fehlen aber noch einige Beweise:

Bisher sind noch **keine systematischen Fütterungsversuche** mit experimentell kontaminierter Nahrung **beim Fischotter** durchgeführt worden. (Aus technischen und ethischen Gründen werden solche Versuche wohl auch in nächster Zukunft nicht durchgeführt).

Die **Korrelation** der (relativ gut bekannten) Fischotter-Bestandstrends in verschiedenen Teilen Europas mit dem **PCB-Gehalt der Fische bzw. des Otter-Gewebes** ist mangels Datenmaterial noch **nicht ausreichend genau** möglich. (Hierzu werden gegenwärtig in ganz Europa Daten gesammelt).

Die **Pathologie chronischer Vergiftung** mit geringen Mengen von PCBs ist noch viel **zu wenig bekannt**. (Es gibt z.B. Hinweise auf eine Schädigung des Immunsystems durch weit geringere Dosen, als die bei Mink-Reproduktion wirksamen).

Eventuell wird der Fischotterrückgang durch einen noch zu wenig untersuchten **anderen Schadstoff** verursacht, **dessen Vorkommen mit den PCBs korreliert** (z.B. Dioxine, Dibenzofurane).

Fakten:

Abbildung 13: Fischottervorkommen in Europa am Ende der Achzigerjahre (nach MACDONALD im Druck, leicht verändert) und Belastung der Fische mit PCBs (Quellen im Anhang 9.2). Die PCB-Werte wurden mit Methoden gemessen, die nur teilweise vergleichbare Absolutwerte ergeben. Die Grössenordnungen der Werte dürften aber vergleichbar sein.

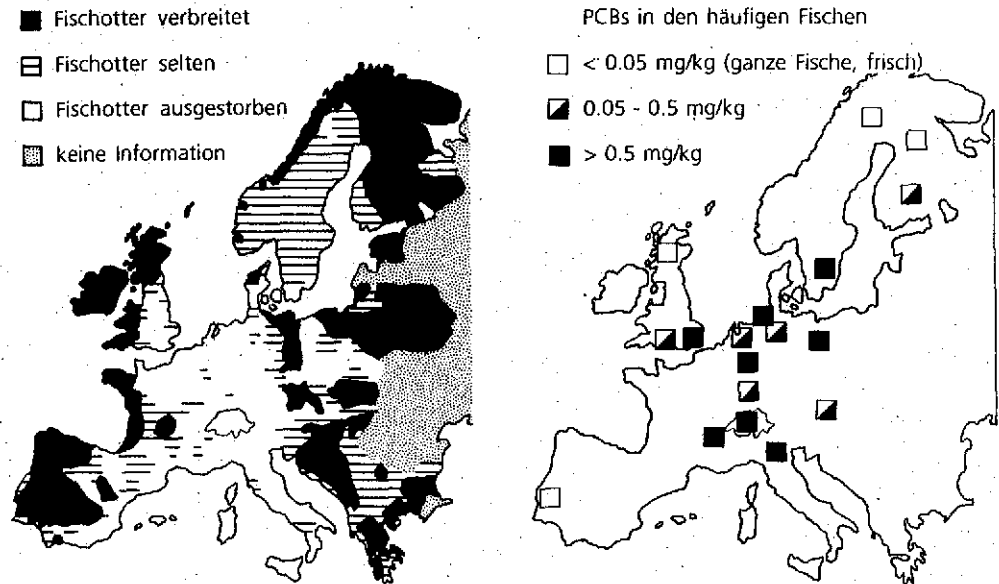
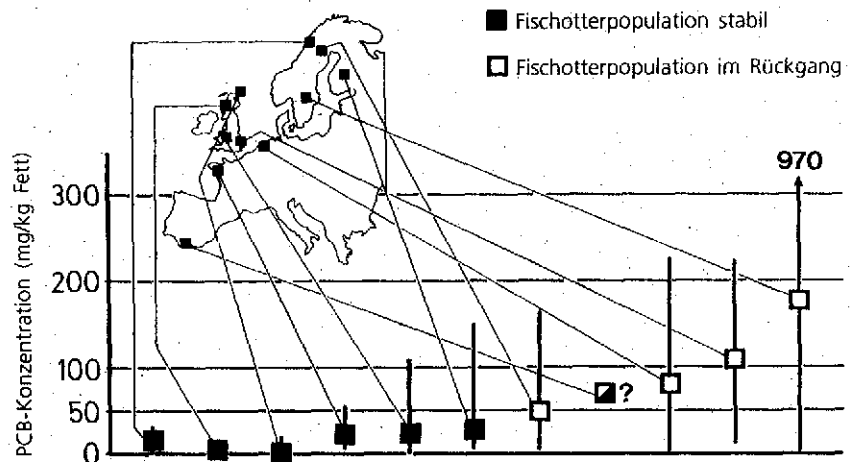


Abbildung 14: PCB-Gehalte im Gewebe von Fischottern aus Norwegen (23 Otter untersucht), Schottland (3), Orkney (14), Bretagne (3), Wales (7), Zentralfinnland (11), Nordschweden (23), Südspanien (5), Holland (5), Ost-England (4) und Südschweden (29). Angegeben sind Mittelwerte (Quadrate) und Wertebereich (senkrechte Linien). Nach BROEKHUIZEN 1989, SKAREN 1988, HERNANDEZ et al. 1985, MASON & REYNOLDS 1988, LAFONTAINE et al. 1990, MASON 1989. Zum Vergleich: Bei 50 mg/kg zeigten Minks im Experiment Reproduktionsausfälle (JENSEN et al. 1977).



Aus Ungarn, dessen Fischotterpopulation stabil erscheint, liegen nur Losungsproben vor (MASON 1987). Die PCB-Gehalte der ungarischen Fischotterlosungen sind tiefer als diejenigen von Wales, das gebietsweise eine expandierende Otterpopulation aufweist.

Tabelle 3:

*Ergebnisse einiger Laborexperimente mit Minks (*Mustela vison*, amerikanischer Nerz), welche PCB-haltiges Futter erhielten. Die Tabelle gibt nur eine kleine Auswahl aller publizierten Versuche wieder.*

Autor	PCBs im Futter (mg/kg)	Applikationsdauer (Tage)	Effekt
Jensen et al. 1977	3.3	66	Welpenzahl um 43% reduziert; 83 % der Welpen innert 5 Tagen tot
Aulerich et al. 1985	2.5	56	keine lebendgeborenen Welpen
Aulerich et al. 1985	0.1*	56	50% der Versuchstiere gestorben
Aulerich et al. 1985	0.5*	60	alle Versuchstiere gestorben
Platonow & Karstad 1973	0.64	105	Verminderte Reproduktionsleistung
Den Boer 1984	0.0025	400	Verminderte Reproduktionsleistung

**) Keine kommerzielle PCB-Mischung, sondern "345 HCB", ein besonders gefährlicher Bestandteil der PCB-Mischungen.*

Unterschiedliche Versuchsergebnisse sind in unterschiedlicher Applikationsdauer und unterschiedlicher Zusammensetzung der verwendeten PCB-Mischungen begründet. Wichtig sind besonders die Ergebnisse von Platonow & Karstad, welche zeigen konnten, dass die im Fischgewebe vorhandene PCB-Mischung für Minks weit gefährlicher ist, als die den Fischen verfütterte PCB-Mischung. Jensen et al. und Aulerich et al. hatten kommerzielle PCB-Mischungen direkt dem Mink-Futter beigemischt, während Platonow & Karstad diese Mischungen an Fische verfüttert hatten, welche anschliessend an die Minks verfüttert wurden, nachdem ihr PCB-Gehalt bestimmt worden war.

Für die Beurteilung der PCB-Kontamination von Fischen hinsichtlich eines möglichen Einflusses auf die Reproduktionsfähigkeit von Fischottern sind daher die von Platonow & Karstad experimentell bestimmten Werte aussagekräftiger als diejenigen der Arbeitsgruppen von Jensen bzw. Aulerich. Es muss aber darauf hingewiesen werden, dass mit Ausnahme der Untersuchung von Den Boer alle Experimente nur wenige Monate dauerten. Fischotter werden aber mehrere Jahre alt und reproduzieren erstmals im Alter von 2 Jahren. Daher können die bereits nach 3 Monaten wirksamen PCB-Konzentrationen im Mink-Futter nicht direkt zur Abschätzung von "Langzeit-Grenzwerten" für Fischotter verwendet werden.

PCB-Werte schweizerischer Fische¹:

Tabelle 4:

Die Tabelle zeigt die verfügbaren Daten zu PCB-Belastung schweizerischer Fische (in mg/kg des Frischgewichtes ganzer Fische). Die kursiv gesetzten Zahlen sind aufgrund von Messungen des Lipidgehaltes bzw. von Filets (nur für *S. trutta*) umgerechnete Werte². Einige Jahresangaben sind ungenau. (Quellen: Anhang 9.2).

Herkunft	Jahr	PCB	Herkunft	Jahr	PCB
Salmo trutta (Forelle):					
Rhône (Visp)	1975	0.3	Brenno (TI)	1975	0.08
Rhône (Sion)	1975	0.4	Vorderrhein (Digg)	1989	0.3
Rhône (Monthey)	1975	0.3	Hinterrhein (Thusis)	1989	0.2
Léman (Granges)	1982	1.0	Rhein (Diepoldsau)	1989	0.2
Léman	1985	1.8	Rhein (Kt. Schaffhausen)	1977	0.7
Léman	1976-79	1.2	Rhein (Zurzach)	1981/82	0.4
Rhône (aval Genève)	1972	16.6	Rhein (Waldshut)	1982	0.4
Venoge (Moiry)	1987	0.4	Rhein (Grenzach)	1983/84	5.8
Venoge (Lussery)	1987	0.6	Jaunbach (Im Fang)	1989	0.05
Venoge (Penthaz)	1987	0.8	Sarine (Grandvillard)	1989	0.2
Venoge (Vufflens-la-Ville)	1987	1.2	Sarine (La Tuffière)	1989	0.3
Venoge (Ecublens)	1987	5.3	Schwarzwasser (Heubach)	1989	0.04
Versoir (GE)	1972	4.4	Schwarzw. (Schw'brücke)	1989	0.04
Allondon (GE)	1972	0.6	Glâne (Vers le Moulin)	1989	0.4
Laire (GE)	1978	3.7	Hagneckkanal (Aarberg)	1989	0.6
Doubs (La Goule)	1989	0.3	Reuss (Merenschwand)	1989	0.5
Doubs (Ocourt)	1989	0.2	Limmat	1980	0.1
Ticino (Gudo)	1989	0.4	Thur (Stein)	1989	0.04
Maggia (Solduno)	1989	1.5			
Lota lota (Trüsche):					
Léman (Corsier)	1983	0.6	Léman (Sciez)	1983	0.8
Léman (Céligny)	1983	0.6	Lac de Neuchâtel	1989	0.3
Léman (Chens)	1983	0.3	Rhein (Schaffhausen)	1983	0.8
Léman (Allaman)	1983	0.6	Rhein (Rheinfall)	1980	0.5
Léman (St. Sulpice)	1983	5.6	Rhein (Basel)	1983	2.3
Léman (Lausanne)	1983	1.3	Zürichsee	1983	1.9
Léman (La-Tour-de-Peilz)	1983	0.1	Obersee	1983	0.7
Léman (Granges)	1982	1.5	Vierwaldstättersee	1983	0.8
Léman (Bret-Lozum)	1983	0.8	Aare (Thun)	1983	1.6
Léman (Lugrin)	1983	0.6	Aare (Jaberg)	1983	0.8
Léman (Amphion-les-B.)	1983	0.4			

Fortsetzung der Tabelle Seite 87

- ¹ Das Labor des BA für Veterinärwesen untersuchte 1989 ausserdem den PCB-Gehalt von Fröschen (*Rana esculenta/lessonae*) aus 5 schweizerischen, 3 türkischen und einem ägyptischen Gewässer. Da nur 6 Kongenere (davon 3 niedrig chlorierte) untersucht wurden und die Nachweisgrenze relativ hoch lag, können nur wenige allgemeine Schlüsse gezogen werden: 1. Die Analysen geben keinen Hinweis auf eine geringere PCB-Belastung der Frösche im Vergleich zu den Fischen. 2. Frösche aus dem schweizerischen Mittelland sind stärker mit PCBs belastet als diejenigen des Nahen Ostens.
- ² Umrechnungsfaktoren: A) Verhältnis PCB-Konzentration im Fett zu PCB-Konzentration im gesamten Fisch: *Salmo trutta* 22.5 (Basis: alle Werte CH), *Thymallus thymallus* 25.0 (DEMIERRE & HUMBERT 1987), *Lota lota* 22.5 (BURGERMEISTER et al. 1983), *Perca fluviatilis* 20.0 (MOWRER et al. 1982, DEMIERRE 1986). B) Verhältnis PCB-Gehalt ganze Forellen (Frischgewicht) zu PCB-Gehalt Forellenfilets (Frischgewicht): 2.3 (DEMIERRE & HUMBERT 1987).

Tabelle 4:

Verfügbare Daten zu PCB-Belastung schweizerischer Fische (Fortsetzung).

Herkunft	Jahr	PCB	Herkunft	Jahr	PCB
Perca fluviatilis (Egli):					
Léman (Grangettes)	1982	0.9	Lac de Neuchâtel	1986	0.2
Léman (France)	1982	1.0	Lac de Neuchâtel	1989	0.1
Bodensee (Kreuzlingen)	1989	0.1	Rhein (Kt.Schaffhausen)	1977-80	1.8
Rutilus rutilus (Rotaugen):					
Léman (Grangettes)	1982	0.8	Lac de Neuchâtel	1989	0.2
Bodensee (Kreuzlingen)	1989	0.1			
Thymallus thymallus (Äsche):					
Venoge (Penthaz)	1987	0.4	Rhein (Rheinfall)	1980	1.2
Venoge (Vufflens-la-Ville)	1987	0.8	Rhein (Stein am Rhein)	1980	0.1
Venoge (Ecublens)	1987	2.6			
Coregonus sp. (Felchen):					
Lac de Neuchâtel	1986	0.3	Bodensee (Kreuzlingen)	1989	0.2
Lac de Neuchâtel	1989	0.2			
Barbus barbus (Barbe):					
Aare (Flumenthal)	1989	8.4			

Beurteilungskriterien:

Die Belastungen der schweizerischen Fische können denjenigen aus Gebieten mit Fischotterrückgang gegenübergestellt werden. Dazu eignen sich besonders die schwedischen Werte, da aus diesem Land das umfangreichste Datenmaterial sowohl über die Belastung von Fischottern, als auch über diejenige der Fische vorliegt. Aufgrund dieses Vergleichs müssen Konzentrationen von über **0.05 mg/kg** PCBs, bezogen auf das Frischgewicht ganzer Fische, als problematisch gelten (OLSSON, unpublizierte Daten).

Wenn Fischotter gleich empfindlich wie Minks (amerikanische Nerze) auf chronische PCB-Belastung ihrer Nahrung reagieren, so wären ab einer durchschnittlichen täglichen Dosis von 0.0145 mg PCBs Reproduktionsausfälle zu erwarten. Bei einer angenommenen täglichen Fischration von 800g ergibt dies eine Schadschwelle von **0.018 mg/kg** Futterfische (BROEKHUIZEN & DE RUITER-DJIKMAN 1988).

Die Qualität schweizerischer Fische als Otternahrung:

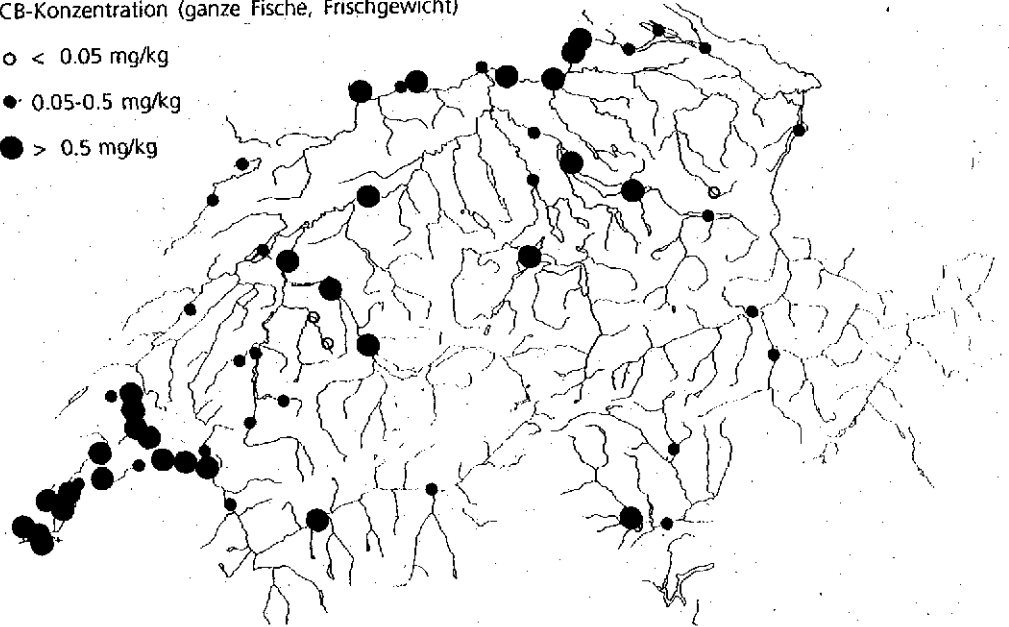
Die untenstehende Karte gibt einen Überblick über die Gefährdung durch PCBs, denen schweizerische Fischotter heute in verschiedenen Gebieten ausgesetzt wären. Die verwendeten Einheiten sind: eventuell tragbare Belastung = < 0.05

mg/kg; problematische Belastung = 0.05- 0.5 mg/kg; sehr bedrohliche Belastung = > 0.5 mg/kg.

Abbildung 15: PCB-Belastung schweizerischer Fische im Überblick. Angaben in mg/kg des Frischgewichtes ganzer Fische (Quellen im Anhang 9.2).

PCB-Konzentration (ganze Fische, Frischgewicht)

- < 0.05 mg/kg
- 0.05-0.5 mg/kg
- > 0.5 mg/kg



Die Karte zeigt, dass es in der Schweiz heute fast keine Gebiete mehr gibt, in denen die PCB-Belastung der Fische für Otter als unproblematisch eingestuft werden kann. Einzig Schwarzwasser und obere Thur zeigen Werte, die zumindest den höheren Grenzwert nicht erreichen. Den niedrigeren Grenzwert überschreiten alle schweizerischen Fische um ein Vielfaches. Besonders in den Tieflagen und an den grösseren Gewässern, die ansonsten die besten Otterlebensräume unseres Landes wären, sind die Fische mit PCBs weit stärker verseucht als in den meisten anderen Teilen Europas.

Schlussfolgerungen:

Falls der europäische Fischotterrückgang auf der PCB-Verseuchung der Fische beruht, ist **die Schweiz heute als Fischotterlebensraum nicht geeignet**. Die Fische sind hier stärker mit PCBs belastet als in den meisten anderen Teilen Europas.

Das **Aussterben des Fischotters** aus seinen letzten Rückzugsgebieten in der **Schweiz** und des angrenzenden Auslandes kann **mit der PCB-Belastung der Fische gut erklärt** werden.

Als Entscheidungsgrundlage über Fischotter-Wiedereinbürgerungsversuche waren besonders folgende **Fragen** zu klären:

- 1 Gibt es geeignete und genügend grosse Lebensräume für 50 Fischotter in der Schweiz?
- 2 Falls nicht, wie können solche Lebensräume geschaffen und gesichert werden?
- 3 Gibt es bodenständige Fischottervorkommen, die durch Aussetzungen eventuell gefährdet werden könnten?
- 4 Sind die Ursachen, welche zum Verschwinden des Fischotters geführt haben, heute nicht mehr wirksam?
- 5 Können genetisch geeignete Fischotter für allfällige Aussetzungen beschafft werden, ohne dass dadurch bestehende Populationen beeinträchtigt werden?

Das Fischotterprojekt ergibt die folgenden **Antworten**:

- 1 **Bestehende Lebensräume:** Die flächendeckende Untersuchung zeigte, dass sowohl in der Westschweiz als auch im Tessin noch geeignete Fischotterlebensräume vorhanden sind, wenn von der Schadstoffbelastung abgesehen wird. Besonders wenn es gelänge, die teilweise isolierten Gebiete durch gezielte Aufwertungsmassnahmen an heute ungeeigneten Gewässern noch zu verbinden, könnten diese Räume für das Überleben von 50 Fischottern in unserem Land reichen.
- 2 **Zu schaffende Lebensräume:** Entfällt, siehe oben.
- 3 **Fischottervorkommen:** Es gab 1989 nur noch am Neuenburgersee Fischotter (eines oder wenige Tiere). Eine eigentliche Fischotterpopulation besteht in der Schweiz heute nicht mehr. Auch der kleine Bestand am Schwarzwasser ist erloschen, genauso wie die Fischottervorkommen im grenznahen Ausland.
- 4 **Rückgangsursachen:** Die PCB-Belastung der Fische, als Hauptursache des europäischen Fischotterrückganges in den letzten 20 Jahren, ist auch in der Schweiz für das Überleben von Fischottern eindeutig zu

hoch. Massgebend haben aber am Rückgang auch folgende Faktoren mitgewirkt: Zerstörung der Gewässer (quantitativ und qualitativ), Störungen, Verschlechterung der Nahrungsbasis (Fische und Amphibien), direkte Verfolgung u.a. Da die PCB-Belastung der Fische auch in den nächsten Jahrzehnten problematisch bleiben wird, besteht eine Ursache des Rückganges weiter, die alleine die Schweiz als Fischotterlebensraum ungeeignet macht.

- 5 Tierbeschaffung:** Heute wären die Zoos in der Schweiz und im benachbarten Ausland in der Lage, ausreichend Fischotter für allfällige Aussetzungsprojekte zu züchten. Damit kann die Gefährdung bestehender Wildpopulationen im Ausland durch ein schweizerisches Wiedereinbürgerungsprojekt ausgeschlossen werden.

Die Fischottergruppe ist erschüttert über das Aussterben des Fischotters in der Schweiz. Obwohl noch einige Gebiete sowohl genügende Fischbestände als auch ausreichend Deckung für Fischotter aufweisen, und obwohl für Aussetzungen Tiere aus Gefangenschaftszuchten bereitgestellt werden könnten, hält sie Wiedereinbürgerungsversuche in der heutigen Situation für unverantwortlich: Die Gründe für das Aussterben des Fischotters sind nicht beseitigt, ja nicht einmal ausreichend geklärt. Damit ist eines der wichtigsten Kriterien für Wiedereinbürgerungsversuche nicht erfüllt.

Wenn die einzige plausible Erklärung des Fischotterrückganges in intakten Gewässersystemen Europas, die PCB-Belastung der Fische, richtig ist, bestehen in der Schweiz, ganz unabhängig von der Struktur unserer Gewässer und ihrer Ufer, und auch unabhängig von den Fischbeständen, keine Überlebenschancen mehr für diese Art. Selbst wenn die Belastungen zurückgehen sollten, wofür es gegenwärtig keinerlei Anzeichen gibt, wird es mehrere Jahrzehnte dauern, bis unsere Fische wieder PCB-Werte aufweisen, die Fischotteraussetzungen diskutabel machen. **Die PCB-Belastung alleine verhindert jetzt (und möglicherweise auf Jahrzehnte) die Wiederansiedlung des Fischotters in der Schweiz.**

Die "Fischottergruppe Schweiz" hält deshalb ihr Ziel, in der Schweiz einen überlebensfähigen Fischotterbestand aufzubauen, vorläufig für unerreichbar. Man wird sich damit abfinden müssen, dass der Fischotter in unserem Land nur in Zoos und Museen vorkommt. Die Aktivitäten der Fischottergruppe werden eingestellt. Die Entwicklung des PCB-Gehaltes der Fische, der Fischotterbiotope und der europäischen Fischotterbestände soll weiterverfolgt werden. Nur bei einer wesentlichen Verbesserung der Lage soll die Fischottergruppe wieder einberufen werden.

9.1

**Relevante Grundlagendaten zur Fischotter-Biologie
(Ergänzungen)****Wasser:**

Detaillierte Ansprüche an Gestalt und Qualität des Wasserkörpers werden von verschiedenen Autoren genannt. SCHRÖPFER & ENGSTFELD (1984) nennen eine genügend grosse Freiwasserfläche, eine Mindesttiefe, hinreichende Sichttiefe und hinreichende chemische Reinheit als wichtige Kriterien der Habitatqualität. REUTHER (1985) misst zusätzlich der Flachwasserzone eine hohe Bedeutung bei. Manche, besonders sowjetische, Autoren halten klare, schnellfliessende Bergflüsse für besonders günstig (Zitate z.B. in HEPTNER & NAUMOV 1974, REUTHER 1977), andere eher die langsam fliessenden, vegetationsreicheren Gewässer (z.B. BOUCHARDY 1986).

Zahlreiche Beobachtungen stellen die zentrale Bedeutung der genannten Qualitäten des Wasserkörpers in Frage: In Schweden (ERLINGE 1967a) und Frankreich (BOUCHARDY 1986) nutzten Fischotter ausgedehnte verkrautete Sumpf- und Mooregebiete ohne bedeutende Freiwasserflächen. Kleinste Bäche und Tümpel von geringer Tiefe bilden regelmässig genutztes Otterjagdgebiet (z.B. GREEN et al. 1984, S.MACDONALD mündlich, C.BOUCHARDY mündlich), wenn sie nur genügend Fische aufweisen. Regelmässig ausgebagerte Flüsse ohne Flachwasserzonen mit Sichttiefen von wenigen Zentimetern sind in Südengland Otterhabitate (S.MACDONALD mündlich, pers. Beobachtung).

Ein Zusammenhang zwischen Verschmutzung von Binnengewässern und Fischottervorkommen ist bislang nur insofern nachgewiesen worden, als dadurch die Fischbestände ungenügend werden (ELLIOT 1983, BOUCHARDY 1985) oder es sich um akkumulierende Schadstoffe handelt (z.B. SANDEGREN et al. 1980), welche teilweise im Wasser keine messbaren Konzentrationen erreichen. Auf die Problematik der Schadstoffbelastung der Nahrung wird in einem speziellen Abschnitt eingegangen.

Nahrung:

Andere Nahrung als Fische kann zweierlei Bedeutung haben:

Ersatznahrung: Sie kann dazu dienen, Zeiten mit geringer Zugänglichkeit oder Dichte von Fischen zu überbrücken. Bei Vereisung der Gewässer wichen in Südschweden und Lappland die Otter vermehrt auf überwinternde Frösche aus (ERLINGE 1967a, VLADIMIRSKAJA et al. 1953), im schottischen Hochland und im Bayrischen Wald werden Kadaver grosser Säugetie-

re (Fallwild) verwertet (GREEN 1983, HODL-ROHN 1974). In Spanien ernährten sich die Otter im Sommer vermehrt von Fröschen *Rana ridibunda* und Schlangen *Natrix maura*, nachdem die Flüsse bis auf einzelne Tümpel ausgetrocknet waren (LOPEZ-NIEVES & HERNANDO 1984).

Puffernahrung: Sie kann bei sehr hohem Angebot oder leichter Erbeutbarkeit attraktiver als die an sich in genügendem Mass zur Verfügung stehenden Fische sein. In diesem Fall puffert sie den Jagddruck auf Fische ab (ERLINGE 1967a). Vermehrte Nutzung von Puffernahrung wird hauptsächlich im Sommer beobachtet, in Flüssen z.B. die Nutzung von Krebsen (ERLINGE 1967a), in Seen die Nutzung von Wasservögeln (ERLINGE 1967a, WATSON & HEWSON 1973) oder generell die Erbeutung von Amphibien während der Laichzeit (JENKINS et al. 1979, BOUCHARDY 1986).

Für die Bewertung von potentiellen Fischotterhabitaten ist es wichtig, die unterschiedlichen Funktionen von nicht-fischlichen Nahrungsquellen zu berücksichtigen. Die Attraktivität potentieller Nahrungsquellen nimmt in der Reihenfolge Puffernahrung, Hauptnahrung, Ersatznahrung ab. Das Fehlen von Puffernahrung ist definitionsgemäss für die Eignung von Fischotterhabitaten von untergeordneter Bedeutung, da eine Existenz auch auf der Basis der Hauptnahrung problemlos möglich ist (ERLINGE 1972). Normalerweise bilden Fische als Hauptnahrung die Lebensgrundlage des Otters. Falls diese aus saisonalen Gründen nicht zur Verfügung stehen, kann Ersatznahrung kurzfristig von existentieller Bedeutung sein, auch wenn auf dieser Basis ein langfristiges Überleben nicht möglich ist. Demnach kann ein ausreichendes Fisch-Angebot die Ernährung des Otters allein sicherstellen. Zusätzliche Beutetiere sind nur bei kurzfristiger schlechter Verfügbarkeit von Fischen erforderlich und bilden langfristig keine Existenzgrundlage.

Im Idealfall ernähren sich Otter hauptsächlich von langsam schwimmenden Fischarten von 10 bis 25 cm Länge. Dies sind, je nach Gewässertyp, in erster Linie Weissfische (Cyprinidae), Trütschen (*Lota lota*) und Aale (*Anguilla anguilla*) (ERLINGE 1967a, 1969 und 1972, ERLINGE & JENSEN 1981, ISHUNIN 1961; HEPTNER & NAUMOV 1967, JENKINS et al. 1979, LOPEZ-NIEVES & HERNANDO 1984, WEBB 1975). Falls solche Arten nicht in genügender Menge vorhanden sind, werden auch kleinere, grössere und schnellschwimmendere Arten erbeutet. In verschiedenen Gebieten bilden beispielsweise Forellen-Verwandte (Salmonidae), Groppen (*Cottus gobio*) und Hechte (*Esox lucius*) die häufigsten Beutetiere des Otters (BOUCHARDY 1986, ERLINGE 1967a, CALLEJO REY et al. 1979, GORMALLY & FAIRLEY 1982, STEPHENS 1957, TEPOV 1953, JENKINS & HARPER 1980).

Literaturangaben über den Nahrungsbedarf von Fischottern zeigen Unterschiede, die teilweise mit verschiedenen Berechnungsmethoden, mit unterschiedlichem physiologischen Zustand und mit unterschiedlichem Energieverbrauch der jeweiligen Otter erklärt werden können. Als Faustregel kann pro Otter mit einem **Nahrungsbedarf von 1 - 1.5 kg Fisch pro Tag** gerechnet werden (STEPHENS 1957, WAYRE 1979, HEPTNER & NAUMOV 1974, DUPLAIX-HALL 1975). Tiefe Werte sind besonders während der Paarungszeit, bei hohen Umgebungstemperaturen und bei geringer lokomotorischer Aktivität, hohe Werte bei Kälte, hoher lokomotorischer Aktivität und für säugende Fähen zu erwarten.

Je nach Grösse der erbeuteten Fische muss also ein Otter täglich etwa 5 bis 50 Fische fangen. Dabei halten sich die Otter hauptsächlich innerhalb des Wassers auf und fangen in kurzen Verfolgungsjagden ihre Beute schwimmend (ERLINGE 1968a, WATSON & HEWSON 1973, KRUUK & HEWSON 1978). Die Otter orientieren sich bei der Jagd offenbar weitgehend optisch und daher kann Wassertrübung den Erfolg vermindern (HEPTNER & NAUMOV 1974, ERLINGE 1968a), doch ist erfolgreicher Fischfang mit Hilfe der Vibrissen auch in trübem Wasser möglich (GREEN 1977).

Um den täglichen Nahrungsbedarf mit geringstmöglichem Aufwand zu decken, optimieren die Otter verschiedene **Faktoren, welche den Jagderfolg beeinflussen:**

1) Schwimmverhalten: Langsam schwimmende Arten werden schnelleren vorgezogen. Aus den Arbeiten von ERLINGE (1967a, 1968a und 1969), JENKINS et al. (1979) und JENKINS & HARPER (1980) kann geschlossen werden, dass diesbezüglich Aale und Trütschen besonders günstig, Salmoniden besonders ungünstig sind. Cypriniden (je nach Art), Hechte und Barsche dürften eine Mittelstellung einnehmen.

2) Grösse: Mittलगrosse Fische (ca. 15cm) werden kleineren wegen deren überlegenen Manövrierfähigkeit auf kleinem Raum vorgezogen (ERLINGE 1968a). Ausserdem ergeben grössere Fische pro Fangterfolg natürlich mehr Nahrung.

3) Standort im Gewässer: Arten des Pelagials (z.B. Zander, verschiedene Cypriniden ausserhalb der Laichzeit) und solche, die sich in dichter Vegetation aufhalten (z.B. Schleien) werden weniger erbeutet als solche des weniger verkrauteten Littorals (ERLINGE 1967b). WATSON (1978) beobachtete dagegen an der schottischen Küste, dass Otter hauptsächlich

im Bereich der Tangfelder und kaum auf kahlen Sandflächen jagten. Bodenbewohnende Arten werden besonders leicht erbeutet (H.KRUUK mündlich).

4) Aktivität: Räumlich und zeitlich unterschiedliche Aktivität verschiedener Arten wird ausgenutzt: Hechte und Brachsen werden hauptsächlich während der Laichzeit im Flachwasser, Aale und Krebse während ihrer Aktivitätszeit im Sommerhalbjahr, Seeforellen während des Abblaus in den Seezuflüssen gefangen (ERLINGE 1967a, GORMALLY & FAIRLEY 1982, JENKINS & HARPER 1980). Kleine Forellengewässer werden während der Laichzeit befischt (BROYER & EROME 1983).

5) Dichte: Gewässerabschnitte mit hoher Fischdichte werden gezielt aufgesucht und befischt. (KRUUK & HEWSON 1978, JENKINS 1980). Stellen mit geringer Dichte an Fischen geeigneter Grösse werden selten oder gar nicht besucht (MAIZERET et al. 1981).

Je nach orts- und zeitspezifischer Grösse der oben angeführten Faktoren passen die Otter ihr Jagdverhalten, ihre Bewegungsmuster, ihre räumliche und zeitliche Populationsstruktur und die individuellen Raumansprüche an. JENKINS (1980), SCHMIDT (1980) und BOUCHARDY (1986) beschreiben saisonale Wanderungen, welche durch Veränderungen der Verfügbarkeit von Nahrung ausgelöst werden. Unten wird auf einige Gesichtspunkte im Zusammenhang mit Einflüssen des Nahrungsangebotes auf das Raum-Zeit-System kurz eingegangen.

Deckung, Störung:

Zahlreiche Beobachtungen freilebender Otter belegen, dass die Art auch in von Menschen regelmässig und relativ intensiv gestörten Gebieten gute Bestände erreicht (MACDONALD & MASON 1982 und 1986, GREEN et al. 1984). Innerhalb grösserer Städte und in Industriezonen wurden und werden Fischotter regelmässig gespürt oder beobachtet (GREEN & GREEN 1980, BEIER 1980, H.KRUUK mündlich), selbst wenn die Ufer weitgehend vermauert sind. In Frankreich fand BOUCHARDY (1985) keinen Zusammenhang zwischen Fischotterverbreitung und Störungsdichte oder Siedlungsdichte. In Schweden konzentrieren sich heute die Otter-Restvorkommen im Bereich von Siedlungen (M.OLSSON mündlich). Dörfer werden in England, Wales, Schottland und Frankreich regelmässig durchquert (C.BOUCHARDY mündlich, GREEN et al. 1984, S.MACDONALD mündlich). In Wales waren Camping-Plätze und Zonen intensiver Fischerei ohne Einfluss auf die Markierungsdichte von Fischottern (MACDONALD & MASON 1983a). MASON & MACDONALD (1986) kennen in Wales mehrere Otterbaue direkt bei Häusern. HEIDEMANN (1980) weist darauf hin, dass in Schleswig-Holstein Fischotter an regulierten, häufig von Anglern besuchten Gewässern regelmässig auftauchen, während sie in Biotopen, die ihm als ideal erscheinen, verschwunden sind. In Portugal durchquerten und nutzten die Otter Flussstrecken, an denen grössere Zigeunerlager sowohl tagsüber als auch nachts für dauernde Störungen sorgten (MACDONALD & MASON 1983b). Ein sendermarkierter Otter der GREENs umschwamm einen nächtlichen Fischer in einigen Metern Distanz (S.MACDONALD mündlich).

Eine Voraussetzung zur Tolerierung menschlicher Störung bildet wahrscheinlich Deckung (siehe oben). Für schweizerische Verhältnisse ist dabei die Vegetationsdeckung relevant. Die Funktion der Deckung kann von Wald, Gebüsch, Brombeerbeständen, Schilf und anderer Vegetation ausgeübt werden; entscheidend ist es, dass sich ein Fischotter darin vor Blicken verbergen kann und - wo er tagsüber ruht - nicht von Menschen oder Hunden aufgeschreckt werden kann (MACDONALD & MASON 1983a, 1983b und mündlich, C.REUTHER mündlich, BECKER 1978).

Nach BAS et al. (1984) ist die Deckung direkt am Ufer und in Entfernungen bis ca. 50 m relevant, wobei es ausreichend ist, wenn eine Uferseite Deckung aufweist. JENKINS & BURROWS (1980) fanden dagegen nur einen Zusammenhang zwischen Markierungsintensität und Vegetationsdeckung in der Ufernähe; hinterliegende Wälder waren ohne Einfluss.

Baue, Verstecke:

An normale Tagesverstecke werden von den Ottern offenbar nur wenige spezielle Ansprüche gestellt. Es scheint zu genügen, dass in Ufernähe (bis ca. 50 m) sichtgeschützte, wenig gestörte Plätze vorhanden sind (GREEN et al. 1984, S.MACDONALD mündlich), wobei so verschiedene Strukturen wie Baue und Hohlräume in Fels, Geröll, Erde, Baumwurzeln, Schnee, aber auch Reisighaufen, Gebüsche und dichte Krautvegetation gewählt werden (GREEN et al. 1984, BECKER 1985). Unterirdische Verstecke liegen meist direkt in der Uferböschung in Baumwurzeln. Zu ihrer Anlage eignen sich besonders alte, flachwurzelnende Bäume (Esche, Bergahorn), deren Wurzelwerk vom Wasser unterspült ist; ein Zusammenhang zwischen Markierungsdichte und Auftreten solcher Bäume konnte in Grossbritannien nachgewiesen werden (MACDONALD & MASON 1983). Einzelne Otter nutzten Verstecke in

Abständen von meist 1 bis 2 km, wobei die gleiche Stelle selten länger als einen Tag als Ruheplatz diente (GREEN et al. 1984).

Die Anforderungen an einen Wurf- und Aufzuchtplatz sind wahrscheinlich wesentlich grösser. Nach ERLINGE (1967b) kann die Verfügbarkeit geeigneter Plätze das territoriale System sogar mehr beeinflussen als die Nahrungsverteilung. REUTHER (1985a und 1977) gibt eine Übersicht über die Literatur zu diesem Thema und kommt zum Schluss, dass entscheidende Qualitäten eines Wurf- und Aufzuchtplatzes ein Höchstmass an Sicherheit (inklusive Ausweichmöglichkeiten) gute Übersicht über das Gelände, Verfügbarkeit von Süsswasser und versteckte Wechsel zum Wasser sind. An anderer Stelle erwähnt er ausserdem den Schutz vor Überflutung durch Hochwasser. Nach JENKINS (1980) spielt zudem die gute Verfügbarkeit von Nahrung eine Rolle; entsprechend der zeitlichen Verfügbarkeit der Nahrung sollen ganze Otterfamilien ihren Standort wechseln. HARPER (1981) weist darauf hin, dass Mutterbaue in einiger Distanz (bis zu 500 m) vom Fluss entfernt liegen können. Dies könnte damit zu tun haben, dass Muttertiere ihre Jungen gegenüber anderen Fischottern vor dem Getötetwerden schützen müssen (H.KRUUK mündlich).

Räumliche Organisation, Raumannsprüche:

JENKINS (1980) beschreibt für Schottland eine Abhängigkeit der Territorialität von Otterfamilien vom zugänglichen Nahrungsangebot, wobei in guten Jahren offenbar keine Territorien verteidigt werden. GREEN et al. (1984) fanden in Territorien männlicher Tiere jeweils mindestens 2 adulte Weibchen. KRUUK & HEWSON (1978) beobachteten gemeinsames Jagen vieler adulter Fischotter an besonders günstigen Stellen an der Küste Shetlands.

Auch der Raumannspruch einzelner Tiere ist vom Ressourcenangebot und vermutlich auch von der Anwesenheit anderer Otter abhängig. Angaben über Territoriums- bzw. home-range-Grössen einzelner Tiere reichen von 2 bis 40 km Uferlänge (ERLINGE 1967b, VEEN in STUBBE 1980, GREEN et al. 1984, TEPLOV 1953, WAYRE 1985, JEFFERIES et al. 1986). Streifgebiete sind in eutrophen Seen kleiner als in oligotrophen Fließgewässern und bei männlichen Tieren grösser als bei weiblichen. Besonders kleine Streifgebiete zeigen weibliche Fischotter mit Jungtieren.

Populationsdichten von Fischottern an Binnengewässern werden mit weniger als 1 bis über 3 adulten Tieren auf 10 km Uferlänge angegeben, wobei lokal aber noch höhere Konzentrationen möglich sind (CHUDIK 1965, ERLINGE 1968b, WAYRE 1985, JENKINS 1980).

Obwohl Fischotter sehr mobil sind, können Hindernisse wie Staumauern, Wehre in kanalisiertem Gewässern und ähnliches die Besiedlung bzw. Nutzung von günstigen Gewässerabschnitten verhindern (BOUCHARDY 1985 und 1986). Sofern keine grösseren Hindernisse bestehen, können aber innerhalb des Streifgebietes einzelner Fischotter durchaus auch sehr ungünstige Gewässerstrecken liegen (z.B. kanalisierte Strecken im Siedlungsgebiet, C. BOUCHARDY mündlich, S. MACDONALD mündlich), die zwar nicht genutzt, aber regelmässig durchquert werden. C. BOUCHARDY (mündlich) schliesst aus seinen Beobachtungen, dass Strecken von bis zu 3 km durchgehend ungünstigem Habitat durchaus innerhalb des Streifgebietes eines Fischotters liegen können.

9.2

Daten zum PCB-Gehalt schweizerischer und europäischer Fische

Tabelle 5:

Verfügbare Daten zum PCB-Gehalt schweizerischer Fische (Probe F = Filet, Muskel; G = ganzer Fisch). Die Jahreszahl entspricht dem Publikationsjahr. Soweit bekannt, wird in Klammern das Jahr der Probeentnahme angegeben.

Quelle	Art	Probe	Herkunft	PCB (ppm)	
				Frisch	Lipide
Corvi 1980 (1973-77)	Lota lota	F	Léman	0.1	-
Corvi 1980 (1976-79)	Salmo trutta	F	Léman	0.5	-
Corvi 1980 (1974-79)	Perca fluviat.	F	Léman	0.2	-
Corvi 1980 (1978-79)	Rutilus rutilus	F	Léman	0.7	-
Corvi 1980 (1976-79)	Esox lucius	F	Léman	0.2	-
Corvi 1980 (1972)	Salmo trutta	F	Rhône (aval de Genève)	7.2	-
Corvi 1980 (1972)	Barbus barbus	F	Rhône (aval de Genève)	7.9	-
Corvi 1980 (1975)	Salmo trutta	F	Rhône (Visp)	0.1	-
Corvi 1980 (1975)	Salmo trutta	F	Rhône (Sion)	0.2	-
Corvi 1980 (1975)	Salmo trutta	F	Rhône (Monthey)	0.1	-
Corvi 1980 (1972)	Salmo trutta	F	Versoir (GE)	1.9	-
Corvi 1980 (1972)	Salmo trutta	F	Allondon (GE)	0.3	-
Corvi 1980 (1978)	Thymallus thy.	F	Allondon (GE)	2.3	-
Corvi 1980 (1978)	Rutilus rutilus	F	Allondon (GE)	0.5	-
Corvi 1980 (1978)	Salmo trutta	F	Laire (GE)	1.6	-
Corvi 1980 (1978)	Leuciscus ce.	F	Laire (GE)	3.1	-
Corvi 1980 (1975)	Salmo trutta	F	Brenno (TI)	0.04	-
Schweizer & Tarradellas 1980	Lota lota	F	Rhein (Rheinfall)	0.05	10.0
Schweizer & T. 1980 (1973-75)	Perca fluviat.	F	Lac de Bienne	0.3	-
Schweizer & T. 1980 (1973-75)	Perca fluviat.	F	Walensee	0.2	-
Schweizer & T. 1980 (1977-80)	Leuciscus ce.	F	Rhein (Kanton SH)	0.4	83.8
Schweizer & T. 1980 (1977-80)	Perca fluviat.	F	Rhein (Kanton SH)	0.1	35.0
Schweizer & T. 1980 (1977-80)	Barbus barb.	F	Rhein (Kanton SH)	0.2	63.3
Schweizer & Tarra. 1980 (1977)	Rutilus rutilus	F	Rhein (Kanton SH)	0.5	50.0
Schweizer & Tarra. 1980 (1977)	Salmo trutta	F	Rhein (Kanton SH)	0.3	40.0
Schweizer & Tarra. 1980 (1977)	Esox lucius	F	Rhein (Kanton SH)	0.5	300.0
Schweizer & Tarradellas 1980	Thymallus thy.	F	Rhein (Kanton SH)	1.2	165.0
Schweizer & Tarradellas 1980	Barbus barb.	F	Limmat	1.6	310.0
Schweizer & Tarradellas 1980	Salmo trutta	F	Limmat	0.05	10.0
Schweizer & Tarradellas 1980	Esox lucius	F	Limmat	0.8	120.0
Schweizer & T. 1980 (1974-76)	Leuciscus ce.	F	Altrhein Rüdlingen (SH)	0.08	12.5
Schweizer & Tarra. 1980 (1976)	Rutilus rutilus	F	Altrhein Rüdlingen (SH)	0.02	3.0
Schweizer & Tarra. 1980 (1976)	Barbus barb.	F	Altrhein Rüdlingen (SH)	0.05	10.0
Schweizer & Tarra. 1980 (1974)	Esox lucius	F	Altrhein Rüdlingen (SH)	0.05	7.0
Monod & Keck 1982	Salvelinus alp	F	Léman (France)	-	22.0
Monod & Keck 1982	Coregonus	F	Léman (France)	-	2.5
Monod & Keck 1982	Rutilus rutilus	F	Léman (France)	-	6.0
Monod & Keck 1982	Perca fluviat.	F	Léman (France)	-	20.0
Mowrer et al. 1982	Salmo trutta	G	Léman (Grangettes)	1.0	24.0
Mowrer et al. 1982	Perca fluviat.	G	Léman (Grangettes)	0.9	13.0
Mowrer et al. 1982	Rutilus rutilus	G	Léman (Grangettes)	0.8	8.8
Mowrer et al. 1982	Lota lota	G	Léman (Grangettes)	1.5	23.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Corsier)	0.6	13.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Céligny)	0.6	12.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Chens)	0.3	7.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Allaman)	0.6	15.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (St.Sulpice)	5.6	180.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Lausanne)	1.3	33.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (La-Tour-de-Peilz)	0.1	3.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Bret-Locum)	0.8	19.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Lugrin)	0.6	15.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Amphion-les-B.)	0.4	8.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Léman (Sciez)	0.8	20.0

Tabelle 5 (Forts.): Verfügbare Daten zum PCB-Gehalt schweizerischer Fische (Probe F = Filet, Muskel; G = ganzer Fisch). Die Jahreszahl entspricht dem Publikationsjahr. Soweit bekannt, wird in Klammern das Jahr der Probeentnahme angegeben.

Quelle	Art	Probe	Herkunft	PCB (ppm)	
		Frisch		Lipide	
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Rhein (Basel)	2.3	46.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Rhein (Schaffhausen)	0.8	16.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Zürichsee	1.9	30.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Obersee	0.7	9.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Vierwaldstättersee	0.8	17.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Aare (Thun)	1.6	24.0
Burgermeister et al. 1983	Lota lota	G	Aare (Jaberg)	0.8	18.0
Binnemann et al. 1983	"Friedfische"	F	Bodensee	0.3	8.8
Binnemann et al. 1983	"Raubfische"	F	Bodensee	0.04	5.0
Rossel et al. (en prép.)	Salmo trutta	G	Léman	1.8	17.5
Demierre 1986	Coregonus	G	Lac de Neuchâtel	0.3	1.4
Demierre 1986	Perca fluviat.	G	Lac de Neuchâtel	0.2	5.1
Demierre & Humbert 1987	Salmo trutta	G	Venoge (Moiry)	0.4	9.0
Demierre & Humbert 1987	Salmo trutta	G	Venoge (Lussey)	0.6	10.0
Demierre & Humbert 1987	Salmo trutta	G	Venoge (Penthaz)	0.8	37.0
Demierre & Humbert 1987	Salmo trutta	G	Venoge (Vuflens-la-Ville)	1.2	19.0
Demierre & Humbert 1987	Salmo trutta	G	Venoge (Ecublens)	5.3	119.0
Demierre & Humbert 1987	Thymallus th.	G	Venoge (Penthaz)	0.4	8.8
Demierre & Humbert 1987	Thymallus th.	G	Venoge (Vuflens-la-Ville)	0.8	24.8
Demierre & Humbert 1987	Thymallus th.	G	Venoge (Ecublens)	2.6	55.8
LAU Baden-Württemberg 1987	Salmo trutta	F	Rhein (Zurzach)	0.2	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Salmo trutta	F	Rhein (Waldshut)	0.2	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Salmo trutta	F	Rhein (Grenzach)	2.5	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Rheinau)	0.5	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Eglisau)	0.4	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Zurzach)	0.5	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Waldshut)	0.3	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Schwörstadt)	0.9	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Rheinfelden)	0.3	-
LAU Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Grenzach)	0.6	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Reuss (Merenschwand)	0.5	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Vorderrhein (Digg)	0.3	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Hinterrhein (Thusis)	0.2	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Rhein (Diepoldsau)	0.2	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Jaunbach (Im Fang)	0.05	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Sarine (Grandvillard)	0.2	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Sarine (La Tuffière)	0.3	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Schwarzwasser (Heubach)	0.04	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Schwarzw. (Schw'brücke)	0.04	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Glâne (Vers le Moulin)	0.4	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Hagneckkanal (Aarberg)	0.6	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Doubs (La Goule)	0.3	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Doubs (Ocourt)	0.2	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Ticino (Gudo)	0.4	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Thur (Stein)	0.04	-
Nicollrat 1989	Salmo trutta	G	Maggia (Solduno)	1.5	-
Nicollrat 1989	Barbus barb.	G	Aare (Flumenthal)	8.4	-
Nicollrat 1989	Rutilus rutilus	G	Lac de Neuchâtel	0.2	-
Nicollrat 1989	Perca fluviat.	G	Lac de Neuchâtel	0.1	-
Nicollrat 1989	Coregonus	G	Lac de Neuchâtel	0.2	-
Nicollrat 1989	Lota lota	G	Lac de Neuchâtel	0.3	9.4
Nicollrat 1989	Esox lucius	G	Lac de Neuchâtel	0.07	4.9
Nicollrat 1989	Rutilus rutilus	G	Bodensee (Kreuzlingen)	0.1	-
Nicollrat 1989	Perca fluviat.	G	Bodensee (Kreuzlingen)	0.1	-
Nicollrat 1989	Coregonus	G	Bodensee (Kreuzlingen)	0.2	-

Tabelle 6:

Daten zum PCB-Gehalt der Fische in anderen Ländern Europas (Probe F = Filet, Muskel; G = ganzer Fisch). Die verschiedenen Untersuchungen erfolgten teilweise mit unterschiedlichen Methoden, so dass die absoluten Werte nicht exakt miteinander vergleichbar sind. Die Grössenordnungen der gemessenen Werte sind aber vermutlich vergleichbar.

Quelle	Art	Probe	Herkunft	PCB (ppm)	
				Frisch	Lipide
FINNLAND:					
Hattula et al. 1978	Coregonus sp.	G	Päijännesee	0.07	-
Hattula et al. 1978	Rutilus rutilus	G	Päijännesee	0.07	-
Hattula et al. 1978	Perca fluviatilis	G	Päijännesee	0.05	-
Hattula et al. 1978	Lota lota	F	Päijännesee	0.04	-
Miettinen & Verta 1984	Esox lucius	G	Nordostfinnland	-	<4.0
Miettinen & Verta 1984	Esox lucius	G	Südfinnland	-	13.0
SCHWEDEN:					
Jensen et al. 1972	Salmo salar	F	Schweden (?)	-	15.0
Olsson et al. 1978	Rutilus rutilus	G	Roxensee	-	10.0
Södergren 1973	Rutilus rutilus	G	Havgårdsee	-	0.6
Södergren 1973	Perca fluviatilis	G	Havgårdsee	-	<4.0
Olsson & Reutergardh 1986	Esox lucius	F	Bolmensee	-	2.0
Olsson & Reutergardh 1986	Esox lucius	F	Storvindelnsee	-	0.8
Odsjö & Olsson 1987	Rutilus rutilus	F	Südschweden	-	0.9
Odsjö & Olsson 1987	Rutilus rutilus	F	Südschweden	-	1.2
Odsjö & Olsson 1987	Rutilus rutilus	F	Mittelschweden	-	0.3
GROSSBRITANNIEN:					
Holden 1973	Anguilla ang.	G	Schottland	<0.1	-
Hider et al. 1982	Salmo sp.	G	Schottland	0.01-0.11	-
Hider et al. 1982	div.Arten	G	England	<0.01	-
Murray 1981	unbekannt	G	Themsemündung	16.0	-
Mason et al. 1986	Anguilla ang.	G	Dorset (Südengland)	-	1.4-5.2
NIEDERLANDE:					
Renema & Zeilstra 1982	Anguilla ang.	G	Friesland	0.25	-
Renema & Zeilstra 1982	Cypriniden	G	Friesland	0.13	-
Claassen 1989	Anguilla ang.	G	?	0.06	0.4
DEUTSCHLAND:					
Röcher 1989	Rutilus rutilus	F	Niedersachsen	-	1-5
DFG 1988	"Friedfische"	F	Rhein und Nebenflüsse	0.74	-
DFG 1988	"Raubfische"	F	Rhein und Nebenflüsse	1.02	-
DFG 1988	Anguilla ang.	G	Rhein und Nebenflüsse	3.91	-
DFG 1988	Anguilla ang.	G	Norderelbe	1.73	-
DFG 1988	Anguilla ang.	G	Berlin	3.08	-
Binnemann et al. 1983	"Raubfische"	F	Hoch- und Oberrhein	0.31	4.5
Binnemann et al. 1983	"Friedfische"	F	Hoch- und Oberrhein	1.20	42.4
Binnemann et al. 1983	Anguilla ang.	F	Hoch- und Oberrhein	3.76	16.8
Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1987	Rutilus rutilus	F	Rhein (Basel-Mannheim)	0.22	-
ÖSTERREICH:					
Zislavsky et al. 1988 (1974)	Rutilus rutilus	F	Münd.Aschbach in Donau	0.31	-
Zislavsky et al. 1988 (1980)	Rutilus rutilus	F	Münd.Aschbach in Donau	0.11	-
Zislavsky et al. 1988 (1985)	Rutilus rutilus	F	Münd.Aschbach in Donau	0.06	-
Zislavsky et al. 1988 (1975)	Rutilus rutilus	F	Hallstättersee	0.14	-
Zislavsky et al. 1988 (1981)	Rutilus rutilus	F	Hallstättersee	0.07	-
FRANKREICH:					
Raffenot 1979	Salmo trutta	G	Furans (Dept. Ain)	0.7	-
Corvi 1980 (1972)	Salmo trutta	F	Chéran (Hte-Savoie)	0.1	-
ITALIEN:					
Galassi et al. 1981	Leuciscus ceph.	?	Po	0.55	-
Galassi et al. 1981	Alburnus alburn.	?	Po	0.50	-
PORTUGAL:					
Barros et al. 1984	Cyprinus carp.	F	westliche Algarve	0.05	-
Barros et al. 1984	Leuciscus ceph.	F	westliche Algarve	0.006	-

- AULERICH, R.J.; S.J. BURSIA; W.J. BRESLIN; B.A. OLSON; R.K. RINGER (1985): Toxocological manifestations of 2,4,5,-2',4',5'-, 2,3,6,2',3',6'-, and 3,4,5,3',4',5'-Hexachlorbiphenyl and Aroclor 1245 in mink. *J. Toxocol. Environ. Health* 15: 63-79.
- AULERICH, R.J.; R.K. RINGER (1977): Current status of PCB toxicity to mink, and effect on their reproduction. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.* 6: 279-292.
- BAKER, J.R.; A.M. JONES; T.P. JONES; H.C. WATSON (1981): Otter *Lutra lutra* L. mortality and marine oil pollution. *Biol. Conserv.* 20 (4): 311-321.
- BARROS, M.C.; L.C. DA FONSECA; L. PALMA (1984): Residus de pesticides organochlorés et PCBs dans les proies potentielles du balbuzard pêcheur (*Panion haliaetus*) dans son aire de nidification au Portugal. In : O. ALAMANY et al. (eds.): *Rapinyaires mediterranis II*. C.R.P.R., Barcelona: 142-150.
- BAS, N.; D. JENKINS; P. ROTHERY (1984): Ecology of Otters in Northern Scotland. V. The distribution of otter (*Lutra lutra*) faeces in relation to bankside vegetation on the river Dee in summer 1981. *J. Appl. Ecol.* 21(2): 507-513.
- BECKER, R. (1978): Untersuchungen zur Ökologie des Otters im Bayerischen Wald. Pp.33-60 in *Nationalpark Bayerischer Wald Heft 3*.
- BECKER, R. (1985): Natürliche Baue und die Gestaltung von Kunsthöhlen für die Fischotter - Beobachtungen und Untersuchungen in den Gegenden im Nationalpark Bayerischer Wald. *Säugetierkundl. Mitt.* 32(1): 55-61.
- BEIER, L. (1980): Erfahrungen mit dem Fischotter in Rumänien. Pp.225-229 in *Der Fischotter in Europa* (C. REUTHER; A. FESTETICS, eds.). Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus.
- BERRY, R.J. (1983): Genetics and conservation. Pp. 141-156 in *Conservation in perspective* (A. WARREN; F.B. GOLDSMITH, eds.). Wiley, Chichester.
- BINNEMANN, P.H.; U. SANDMEYER; E. SCHMUCK (1983): Gehalte an Schwermetallen, Organochlorpesticiden, PCB und flüchtigen Organohalogenverbindungen in Fischen des Hochrheins, Oberrheins und Bodensees. *Zeitschrift für Lebensmittel-Untersuchung und -Forschung* 176: 253-261.
- BIRCHER, L.; J. FONG (1986): Das Schwarzwasser (Kt. Bern) als Fischotterhabitat. Praktikumsarbeit Univ. Bern, Vervielfältigung: 27pp.
- BOUCHARDY, C. (1985): Statut de la loutre (*Lutra lutra*) en zone limite de sa répartition, dans la région Auvergne Limousin (France): premiers résultats sur l'étude des mouvements de recolonisation. Rapport du groupe LOUTRE de la société Française d'étude et de protection des mammifères.
- BOUCHARDY, C. (1986): *La loutre. Sang de la terre*, Paris.
- BRADSHAW, A.D. (1982): Presidential viewpoint. *Bull. Brit. Ecol. Soc.* 13: 112-114. (zit. nach MASON & MACDONALD 1986).
- BROEKHUIZEN, S. (1989): Belasting van otters met zware metalen en PCBs. *De Levende Natuur* 90(2): 43-47.
- BROEKHUIZEN, S.; E.M. DE RUITER-DIJKMAN (1988): Otters *Lutra lutra* met PCBs: De Zeehondjes van het zoete water? *Lutra* 31: 68-78.
- BROYER, J.; G. EROME (1983): La loutre - *Lutra lutra* - dans le bassin Rhodanien. *Le Bièvre* 5(1): 97-118.
- BURGERMEISTER, G.; M. BEDRANI; J. TARADELLAS (1983): Utilisation de la lotte comme indicateur de la pollution des eaux continentales par des polluants organochlorés. *Eau du Québec* 16(2): 135-143.
- BUTZECK, S. (1984): Zur Regionalkartierung des Fischotters im Kreis Calau. *Säugetierkundl. Inf.* 2(8): 137-156.
- CAGNOLARO, L.; D. ROSSO; M. SPAGNESI; B. VENTURI (1975): Inchiesta sulla distribuzione della Lontra (*Lutra lutra* L.) in Italia e nei Cantoni Ticino e Grigioni (Svizzera) 1971-1973. Laboratorio di zoologia applicata alla caccia, Bologna.
- CALLEJO REY, A.; J. GUITAN RIVERA; S. BAS LOPEZ; J.L. SANCHEZ CANALS; A.D.E. CASTRO LORENZO (1979): Primeros datos sobre la dieta de la nutria, *Lutra lutra* (L.), en aguas continentales de Galicia. *Donana* 6(2): 191-202.
- CHUDIK, I. (1965): Niektoré poznatky o vydre. *Myslivost* 2: 20-21. (zit. nach STUBBE, 1973).
- CLAASSEN, T.H.L. (1989): De kwaliteit van het aquatisch milieu voor de otter. *De Levende Natuur* 90: 47-51.
- CORVI, C. (1980): Les analyses de PCB réalisés par l'Institut d'Hygiène du canton de Genève. Dans: Discussion du colloque: "Les PCB en Suisse". Rapport IGE-EPFL, Lausanne: 33-44.
- DE CLAPAREDE, A. (1885): *Zur Frage der Verfolgung der den schweiz. Fischereien schädlichen Tiere*. Paul Haller, Bern.
- DEMIERRE, A. (1986): Rapport de travaux pratiques en analyse de micropolluants. 3e cycle en protection de l'environnement, spécialisation en écologie des polluants, Prof. J. Taradellas. Rapport IGE-EPFL, Lausanne: 9pp.

- DEMIERRE, A.; B. HUMBERT (1987): Approche écotoxicologique de la Venoge. Rapport IGE-EPFL, Lausanne: 73pp.
- DEN BOER, M.H. (1984): Reproduction decline of harbour seals: PCBs in the food and their effect on mink. Annual Report 1983, Research Institute for Nature Management: 77-86.
- DUPLAIX-HALL, N. (1975): River otters in captivity: a review. Pp. 315-327 in Breeding of endangered species as an aid to their survival (R.D.MARTIN, ED.). Academic Press, London.
- DFG, DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (1988): Polychlorierte Biphenyle: Bestandsaufnahme über Analytik, Vorkommen, Kinetik und Toxikologie. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim: 164pp.
- ELLIOT, K.M. (1983): The Otter (*Lutra lutra*) in Spain. *Mammal Rev.* 13(1): 25-34.
- ERLINGE, S. (1967a): Food habits of the fish-otter (*Lutra lutra*) in South Swedish habitats. *Vilt-revy* 4: 371-443.
- ERLINGE, S. (1967b): Home range of the otter *Lutra lutra* L. in Southern Sweden. *Oikos* 18: 186-209.
- ERLINGE, S. (1968a): Food studies on captive otters *Lutra lutra* L. *Oikos* 19: 259-270.
- ERLINGE, S. (1968b): Territoriality of the otter *Lutra lutra* L. *Oikos* 19: 81-98.
- ERLINGE, S. (1969): Food habits of the otter (*Lutra lutra* L.) and the mink (*Mustela vison* SCHREBER) in a trout water in Southern Sweden. *Oikos* 20: 1-7.
- ERLINGE, S. (1972): Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. *Oikos* 23: 327-335.
- ERLINGE, S. (1978): The Status of the Otter Population in Sweden. Pp.144-150 in Otters: proceedings of the first working meeting of the Otter Specialist Group (N. DUPPLAIX-HALL, ed.). I.U.C.N., Morges.
- ERLINGE, S.; B. JENSEN (1981): The Diet of Otters *Lutra lutra* L. in Denmark. *Natura Jutlandica* 19: 161-165.
- FESTETICS, A. (1980): Steckbrief: Fischotter. Pp. 67-70 in Der Fischotter in Europa (C. REUTHER; A. FESTETICS, eds.). Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus.
- FESTETICS, A. (1983): Der Fischotter, *Lutra lutra*, als Gehilfe des Menschen beim Fischfang. *Zool.Garten N.F.* 53(1): 59-67.
- FRANKLIN, I.R. (1980): Evolutionary change in small populations. Pp. 135-150 in Conservation biology (M.E.SOULÉ; B.A.WILCOX, eds.). Sauer, Sunderland.
- GALASSI, S.; G. GANDOLFI; G. PACCHETTI (1981): Chlorinated hydrocarbons in fish from the river Po (Italy). *The Science of the Total Environment* 20: 231-240.
- GORMALLY, M.J.; J.S. FAIRLEY (1982): Food of Otters *Lutra lutra* in a Freshwater Lough and an Adjacent Brackish Lough in the West of Ireland. *J. Zool. London* 197: 313-321.
- GREEN, J. (1977): Sensory perception in hunting otters, *Lutra lutra* L. *Otters* (J. Otter Trust) 1977: 13-16.
- GREEN, J.; R. GREEN (1980): Otter survey of Scotland 1977-79. Vincent Wildlife Trust, London.
- GREEN, J.; R. GREEN; D.J. JEFFERIES (1984): A radio-tracking survey of otter *Lutra lutra* on a Perthshire river system. *Lutra* 27(1): 85-145.
- GREEN, R. (1983): The Status of the Otter in Scotland. *Otters* (J. Otter Trust) 1(7): 23-27.
- HAINARD, R. (1961): Mammifères sauvages d'Europe, I. Insectivores / Chéiroptères / Carnivores, Troisième édition. Delachaux & Niestlé, Neuchâtel.
- HARPER, R.J. (1981): Sites of Three Otter (*Lutra lutra*) Breeding Holts in Fresh-Water Habitats. *J.Zool.* 195: 554-556.
- HATTULA, H.L.; J. JANATUINEN; J.SÄRKKA; J. PAASIVIRTA (1978): A five year monitoring study of the chlorinated hydrocarbons in the fish in a Finnish lake ecosystem. *Environ. Pollut.* 15: 121-139.
- HEDIGER, H. (1940): Tierpark Dählhölzli Bern (Schweiz). *Der Zoologische Garten* (NF) 12.4.(6): 291-299.
- HEIDEMANN, G. (1980): Zur Lage des Fischotterbestandes in Schleswig-Holstein (BRD). Pp. 145-151 in Der Fischotter in Europa (C.REUTHER; A.FESTETICS, eds.). Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus.
- HEIDEMANN, G. (1981): Fischotter (*Lutra lutra* L.) in Schleswig-Holstein. *Zool.Anz.Jena* 207(3/4): 210-221.
- HEPTNER, V.G.; N.P. NAUMOV (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion, Band 2: Seekühe und Raubtiere. Gustav Fischer, Jena.
- HERNANDEZ, L.M.; M.J. GONZALEZ; M.C. RICO; M.A. FERNANDEZ; G. BALUJA (1985): Presence and biomagnification of organochlorine pollutants and heavy metals in mammals of Doñana National Park (Spain) 1982 - 1983. *Journal of Environmental Science and Health B20*: 633-650.
- HIDER, R.C.; C.F. MASON; M.E. BAKAJ (1982): Chlorinated Hydrocarbon Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in Freshwater Fishes in the United Kingdom. Vincent Wildlife Trust, London: 19pp.
- HODL-ROHN, I. (1974): Über Vorkommen und Verhalten des Eurasischen Otters, *Lutra lutra* (Linné, 1758), im Bereich des Bayerischen Waldes. *Säugetierkundl.Mitt.* 22(1): 1-17.
- HOLDEN, A.V. (1973): International co-operative study of organochlorine and mercury residues in wildlife. *Pesticides Monit. J.* 7: 37-52.

- HUBER, K. (1954): 25 Jahre Zoologischer Garten Zürich. Genossenschaft Zoologischer Garten Zürich, Zürich.
- IGE-EPFL (1980): Discussion du colloque: "Les PCB en Suisse". Rapport IGE-EPFL, Lausanne: 116pp.
- I.U.C.N.-OTTER-SPECIALIST GROUP (1984): Results of the working meeting 13.-15. April 1984 St. Andreasberg (FRG). Vervielfältigung, 54 pp.
- ISHUNIN, G.J. (1961): The otter in Uzbekistan. Zool.J.Moscow 40: 1745-1746. (zit. nach STUBBE, 1973)
- JEFFERIES, D.; P. WAYRE (1983): Re-Introduction to the Wild of Otters Bred in Captivity. Otters (J.Otter Trust) 1(7):20-22.
- JEFFERIES, D.J.; P. WAYRE; R.M. JESSOP; A.J. MITCHELL-JONES (1986): Reinforcing the native otter *Lutra lutra* population in East Anglia: an analysis of the behaviour and range development of the first release group. Mammal Rev. 16(2): 65-79.
- JENKINS, D. (1980): Ecology of Otters in Northern Scotland. I. Otter (*Lutra lutra*) Breeding and Dispersion in Mid-Deeside, Aberdeenshire in 1974-1979. J.Anim.Ecol.49(3): 713-735.
- JENKINS, D. (1981): Ecology of Otters in Northern Scotland. IV. A Model Scheme for Otter *Lutra lutra* L. Conservation in A Freshwater System in Aberdeenshire. Biol.Conserv.20(2): 123-132.
- JENKINS, D.; BURROWS, G.O. (1980): Ecology of Otters in Northern Scotland. III. The Use of Faeces as Indicators of Otter (*Lutra lutra*) Density and Distribution. J. Anim.Ecol.49(3):755-774.
- JENKINS, D.; J.G.K. WALKER; D. MCCOWAN (1979): Analyses of otter (*Lutra lutra*) faeces from Deeside, N.E. Scotland. J.Zool.187: 235-244.
- JENKINS, D.; R.J. HARPER (1980): Ecology of Otters in Northern Scotland. II. Analysis of Otter (*Lutra lutra*) and Mink (*Mustela vison*) Faeces from Deeside, N.E.Scotland in 1977-1978. J.Anim.Ecol.49(3): 737-754.
- JENKINS, J.H. (1983): The status and management of the river otter (*Lutra canadensis*) in North America. Acta Zool. Fennica 174: 233-235.
- JENSEN, S.; A.G. JOHNELS; M. OLSSON; G. OTTERLIND (1972): DDT and PCB in herring and cod from the Baltic, the Kattegat and the Skagerrak. Ambio Special Report 1: 71-85.
- JENSEN, S.; J.E. KIHLESTRÖM; M. OLSSON; C. LUNDBERG; J. ÖRBERG (1977): Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season. Ambio 6: 239.
- KREBSER, W. (1959): Die Bestandsaufnahme des Fischotters (*Lutra l. lutra*) in der Schweiz, 1951-1953. Säugetierkundliche Mitteilungen 7(2): 67 - 75.
- KRUUK, H.; R. HEWSON (1978): Spacing and foraging of otters (*Lutra lutra*) in a marine habitat. J.Zool.185(2): 205-212.
- LAFONTAINE, L.; G. JONCOUR; P. MENANTEAU (1990): Otters and bio-accumulating pollutants: first data for Western France. I.U.C.N. Otter Specialist Group Bulletin 5: 51-60.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1987): Zur Situation des Fischbestandes im Rhein im Bereich zwischen Schaffhausen und Mannheim. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung und Fischereiwesen.
- LIBOIS, R.M.; C. HALLET-LIBOIS; L. LAFONTAINE (1987): Le régime de la loutre (*Lutra lutra*) en Bretagne intérieure. Rev.Ecol. (Terre Vie) 42:135-144.
- LOPEZ-NIEVES, P.; J.A. HERNANDO (1984): Food Habits of the Otter in the Central Sierra Morena (Cordoba, Spain). Acta Theriol.29(32): 383-401.
- MACDONALD, S.M. (1983): The Status of the Otter (*Lutra lutra*) in the British Isles. Mammal Rev.13(1): 11-23.
- MACDONALD, S.M. (1987): Second meeting of O.S.G. (European section). I.U.C.N. Otter Specialist Group bulletin 2: 47-49.
- MACDONALD, S.M. (1990): The status of the otter in Europe. (Vortrag, gehalten am 5. Internationalen Otter-Colloquium, Hankensbüttel 1989). Proceedings of the Fifth International Otter Colloquium, Hankensbüttel (in press).
- MACDONALD, S.M.; C.F. MASON (1982): Otters in Greece. Oryx 16(3): 240-244.
- MACDONALD, S.M.; C.F. MASON (1983a): Some Factors Influencing the Distribution of Otters (*Lutra lutra*). Mammal Rev. 13(1): 1-10.
- MACDONALD, S.M.; C.F. MASON (1983b): The Otter *Lutra* in Central Portugal. Biol. Conserv. 22(3): 207-215.
- MACDONALD, S.M.; C.F. MASON (1985): Otters, their habitat and conservation in northeast Greece. Biol.Conserv. 31(3): 191-210.
- MACDONALD, S.M.; C.F. MASON; I.S. COGHILL (1978): The otter and its conservation in the river terne catchment. J.Appl.Ecol. 15(2): 373-384.
- MAIZERET, C.; A.CAMBY; F.GROSS; A.DELARCHE (1981): Détermination des causes de raréfaction de la loutre (*Lutra lutra*): Etudes méthodologiques sur un ruisseau du sud-ouest de la France. XV Congr.int.de fauna cinegetica y silvestre. Trujillo, E.: 549-556.
- MASON, C.F. (1987): Organochlorine residues in otter spraints from Hungary. I.U.C.N. Otter Specialist Group Bulletin 2: 50-51.
- MASON, C.F. (1989): Water pollution and otter distribution: A review. Lutra 32(2): 97- 131.

- MASON, C.F.; T.C. FORD.; N.I. LAST (1986): Organochlorine residues in British otters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 3: 656-661.
- MASON, C.F.; S.M. MACDONALD (1986): Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- MASON, C.F.; P. REYNOLDS (1988): Organochlorine Residues and Metals in Otters from the Orkney Islands. *Marine Pollution Bulletin* 19(2): 80-81.
- MIETTINEN, V.; M. VERTA (1984): Kloorattuinen hiilivetyien ja raskasmetallien pitoisuuksista kaloissa v. 1978 - 79, alustava raportti. *Vesihallituksen monistesarja* 277: 1-49.
- MONOD, G.; G. KECK (1982): PCBs in Lake Geneva (Lake Lemman) fish. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 29: 570-576.
- MOWRER, J.; K. ASWALD; G. BURGERMEISTER; L. MACHADO; J. TARADELLAS (1982): PCB in a Lake Geneva Ecosystem. *Ambio* 11(6): 355-358.
- MÜLLER, H.U.; C. MARTIN; P. DIETHELM (1976): Vorkommen, Umweltverhältnisse und Erhaltung des Fischotters in der Schweiz. *Ethologie+Wildforschung. Zool. Inst. Univ. Zürich*: 192pp.
- MÜLLER, H.U. (1980): Die Wiedereinbürgerung des Fischotters am Beispiel Schweiz. Pp.267-271 in *Der Fischotter in Europa* (C. REUTHER; A. FESTETICS, eds.). Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus.
- MURRAY, A.J. (1981): Metals, organochlorine pesticides and PCB residue levels in fish and shellfish landed in England and Wales during 1975. MAFF, Lowestoft. N.A.S. (1973): Section III - Freshwater aquatic life and wildlife, water quality criteria. *Ecological Research Series EPA-R3-73-033*: 106-113.
- MUSY, M. (1918): La destruction de la loutre en Suisse et dans le canton de Fribourg. *Bull. Soc. Fribourgeoise des Sciences Naturelles* 24: 163 - 171.
- MUSY, M. (1927): Encore la loutre. *Bull. Soc. Fribourgeoise des Sciences Naturelles* 28: 126 - 128.
- NEUSEL, A. (1944): La loutre; aperçu sur son histoire, ses caractéristiques et ses moeurs; moyens efficaces pour limiter une trop grande propagation de l'espèce. Alfred Neusel, Château d'Oex.
- NICOLLERAT, S. (1989): Résultats des analyses de PCB et DDT réalisées sur des échantillons de poissons de lacs et rivières suisses. Rapport à l'office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, IGF-EPFL, Lausanne.
- ODSJÖ, T.; M. OLSSON (1987): Verksamhetsberättelse 1986, Miljögiftsgruppen PMK. Report of the Natural History Museum, Vertebrate Zoology Section, Stockholm.
- OLSSON, M. (1984): Measurements of Pollution Burden in Otter Environments. Some Recommendations. A Draft. Manuskript:7pp.
- OLSSON, M.; S.JENSEN; L.REUTERGARDH (1978): Seasonal variation of PCB levels in Fish - an important factor in planning aquatic monitoring Programs. *Ambio* 7: 66.
- OLSSON, M.; J.E. KIHLESTRÖM; S. JENSEN; J. ÖRBERG(1979): Cadmium and mercury concentrations in mink (*Mustela vison*) after exposure to PCBs. *Ambio* 8(1): 25.
- OLSSON, M.; L. REUTERGARDH (1986): DDT and PCB pollution trends in the Swedish aquatic environment. *Ambio* 15(2): 103-109.
- OLSSON, M.; F. SANDEGREN (1983): Is PCB partly responsible for the decline of the otter in Europe? *Proceedings of the 3rd International Ottersymposium Strasbourg, France* (in press).
- PAVLOV, M.P.; J.B. KIRIS (1960): Contribution to the feeding habits of the otter (*Lutra lutra* L.) in the Transcaucasia and its relationship to coypu rat (*Myocastor coypus* MOL.). *Zool. J. Moscow* 39: 600-607. (zit.nach STUBBE, 1973).
- PEDUZZI, R., E. GRIMALDI (1986): Operazione di spurgo del Bacino idroelettrico del Luzzzone. Istituto Cantonale Batterioseriologico, Lugano.
- PETER, A. (1987): Bericht über die fischereilichen Schäden in den Flüssen Ticino und Brenno verursacht durch die Hochwasser im Sommer 1987. Unpubl. Gutachten im Auftrag des Dipartimento dell'Economia Pubblica, Cantone Ticino. EAWAG, Kastanienbaum.
- PLATONOW, N.S.; L.H. KARSTAD (1973): Dietary effects of polychlorinated biphenyls on mink. *Can.J.Comp.Med.* 37: 391-400.
- PRAUSER, N. (1985): Fischotter (*Lutra lutra* L. 1758) und Fluss-/Landschaftsstruktur im Gebiet der Wümme/Niedersachsen. Stand 1984. *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen Beiheft* 12.
- PRIGIONI, C. (1983): Confermata la presenza della lontra (*Lutra lutra*) nel Lago di Mezzola (Lombardia). *Natura* 74 (1-2): 125-126.
- RAFFENOT, J. (1979): Les biphényles polychlorés et leur comportement dans un écosystème de rivière: le Furans (Ain). Doctorat 3e cycle, Université Claude Bernard, Lyon: 243 pp.
- RENEMA, Y.; J. ZEILSTRA (1982): Polychloorbifenylene in vis uit het Friese water. Keuringsdienst von Waren voor het gebied Friesland, Leeuwarden: 12pp.
- REUTHER, C. (1977): Der Fischotter, *Lutra lutra* (Linne, 1758) Biologie, Status und Schutz am Beispiel des Harzes. *Mitt. Ergänzungsstud. Ökol.Umweltsicherung, Gesamthochschule Kassel*: 182pp.
- REUTHER, C. (1980): Zur Situation des Fischotters in Europa. Pp.287-288 in *Der Fischotter in Europa* (C. REUTHER; A. FESTETICS, eds.). Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus.

- REUTHER, C. (1985a): Die Bedeutung der Uferstruktur für den Fischotter *Lutra lutra* und daraus resultierende Anforderungen an die Gewässerpflege. Zeitschrift für angewandte Zoologie: 93-128.
- REUTHER, C. (1985b): Vorrang für die letzten Fischotter Wild und Hund (16): 26-28.
- RÖBEN, P. (1974): Zum Vorkommen des Otters, *Lutra lutra* (Linné, 1758), in der Bundesrepublik Deutschland. Säugetierkundliche Mitteilungen 22(1): 29-36.
- RÖCHERT, R. (1989): Assessment of pollution risk for the remaining otter populations in Lower Saxony, West Germany. I.U.C.N. Otter Specialist Group bulletin 4: 20-24.
- ROSSEL, D.; P. HONSBERGER; J. TARADELLAS (in press.): Bioaccumulative behaviour of some PCB congeners in Lake Geneva brown trout (*Salmo trutta lacustris* L.). Int.J.Anat.Chem.
- SANDEGREN, F.; M. OLSSON; L. REUTERGARDH (1980): Der Rückgang der Fischotterpopulation in Schweden. Pp.107-113 in Der Fischotter in Europa (C. REUTHER; A. FESTETICS, eds.). Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus.
- SARASIN, P. (1917): Die Ausrottung des Fischotters in der Schweiz. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- SCHAUB, W. (1970): Ausgestorbene Tiere unserer Heimat. Baselbieter Heimatblätter 7: 547.
- SCHEUCHZER, F. (1888): Der Fischotterjäger, Leichtfässliche und kurzweilige Beschreibung des Fischotters und dessen Lebensweise; Jagd, Fang und Verwerthung desselben. Verlag F. Scheuchzer, Bülach.
- SCHMIDT, P. (1976): Das Wild der Schweiz. Hallwag, Bern.
- SCHMIDT, A. (1980): Zum Vorkommen des Fischotters (*Lutra lutra* L.) im Süden des Bezirkes Frankfurt (Oder). Naturschutzarbeit Berlin & Brandenburg 16(2): 43-52.
- SCHRÖPFER, R.; C. ENGSTFELD (1984): Fischotterrequisitenkartierung Westniedersachsen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen. Beiheft 9: 70pp.
- SCHWEIZER, C.; J. TARADELLAS (1980): Etat des recherches sur les biphényles polychlorés en Suisse. Chimia 34(12): 509-519.
- SKAREN, U. (1988): Chlorinated hydrocarbons, PCBs and cesium isotopes in otters (*Lutra lutra* L.) from central Finland, with an analysis of environmental factors. Annales Zoologici Fennici 25: 271-276.
- SÖDERGREN, A. (1973): Titel nicht bekannt. Oikos 24: 30.
- STEPHENS, M.N. (1957): The otter report. The Universities Federation for Animal Welfare, Potters Bar.
- STUBBE, M. (1973): Schutz und Hege des Fischotters (*Lutra lutra* L.). Pp.319-341 in: Buch der Hege (H.STUBBE,ed.), Band 1, Haarwild. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin: 319-341.
- STUBBE, M. (1977): Der Fischotter *Lutra lutra* (L., 1758) in der DDR. Zool.Anz.199(3/4): 265-285.
- STUBBE, M. (1980): Der Fischotter *Lutra lutra* (L. 1758) als Bioindikator. Kongress- und Tagungsbericht, Wiss.Beiträge 26: 10pp.
- TERBORGH, J.; B. WINTER (1980): Some causes of extinction. Pp.119-134 in Conservation ecology (M.E. SOULÉ; B.A. WILCOX, eds.). Sinauer, Sunderland MA.
- TEPLOV, V.P. (1953): Otter in the region of Petchero-Ilitsch game reserve. Bull. Mosc. Soc. Nat., Biol. Ser. 58(6): 7-16. (zit. nach HEPTNER & NAUMOV 1974).
- TWELVES, J. (1983): Otter (*Lutra lutra*) Mortalities in Lobster Creels. J.Zool.Lond.201(4):585-588.
- USINGER, A. (1954): Begegnungen mit dem Otter. Der Deutsche Jäger 24: 382-384.
- VLADIMIRSKAJA, M.I.; V.D. LEBEDEV; A.A. NASIMOVIC (1953): New data on ecology of otter. Bull.Mosc.Soc.Nat., Biol.Ser. 58(3): 14-24. (zit. nach HEPTNER & NAUMOV 1974)
- VON TSCHUDI, F. (1854): Das Tierleben der Alpenwelt, 2.Auflage. Leipzig.
- WATSON, A.; R. HEWSON (1973): Food and feeding habits of otters *Lutra lutra* at Loch Park, north-east Scotland. Journal of Zoology 170: 159-162.
- WATSON, H. (1978): Coastal otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. Vincent Wildlife Trust, London. (zit. nach MASON & MACDONALD 1986)
- WAYRE, P. (1979): The private life of the otter. Batsford, London.
- WAYRE, P. (1985): A Successful Reintroduction of European Otters. Oryx 19(3): 137-139.
- WEBB, J.B. (1975): Food of the otter (*Lutra lutra*) on the Somerset levels. Journal of Zoology 177: 486-491.
- WEBER, D. (1983): Ohne Jäger nicht wild. Nationalpark 37: 7-10.
- WEBER, D. (1987): Ein Modell zur Evaluation potentieller Fischotter-Habitate in der Schweiz. Unpubl. Gutachten im Auftrag des BA für Forstwesen und Landschaftsschutz. Hintermann & Weber, Reinach.
- WEBER, D. (1990): PCBs als Ursache des Fischotterrückganges in Europa und in der Schweiz: Hypothesen, Fakten, fehlende Grundlagen. Dokumentation im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft. Hintermann & Weber AG, Reinach.
- WEBER, D. (1990): Die Ausrottung des Fischotters in der Schweiz. Dokumentation im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft. Hintermann & Weber AG, Reinach.
- WEBER, D.; J.-M. WEBER (1989): Fischotter- (*Lutra lutra*)- Vorkommen in der Westschweiz 1989. Unpubl. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz. Hintermann & Weber AG, Reinach.

- WEBER, D.; J.-M. WEBER; H.-U. MÜLLER (im Druck): Fischotter (*Lutra lutra* L.) im Schwarzwasser-Sense-Gebiet: Dokumentation eines gescheiterten Wieder-Einbürgerungsversuches. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Bern.
- WEBER, D.; C. WEIDKUHN; C. HOHL (1988): Westschweiz und Tessin als potentielle Lebensräume für Fischotter (*Lutra lutra* L.). Unpubl. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Forstwesen und Landschaftsschutz. Hintermann & Weber AG, Reinach.
- WLODEK, K. (1980): Der Fischotter in der Provinz Pomorze Zachodnie (West-Pommern) in Polen. Pp. 187-194 in Der Fischotter in Europa (C. REUTHER; A. FESTETICS, eds.). Aktion Fischotterschutz e.V., Oderhaus.
- ZISLAVSKY, W.; H. JARC; F. EBNER (1988): Rückstände von chlorierten Kohlenwasserstoffen, Quecksilber und anderen Schwermetallen in Rotaugen österreichischer Gewässer in den Jahren 1973-1985. Pflanzenschutzberichte 49(2): 49-64.
- ZSCHOKKE, F. (1928): Die Tierwelt des Kantons Tessin. Frobenius, Basel.