

An aerial photograph of a river valley. The river flows from the top center towards the bottom left, meandering through a landscape of green forests and grassy areas. The background shows rolling hills and mountains under a clear sky.

**SCHRIFTENREIHE
UMWELT NR. 361**

**Natur und Landschaft
Ökobilanzen**

**Landnutzung
in potenziellen
Fließgewässer-
Auen**

**Artengefährdung und
Ökobilanzen**



**Bundesamt für
Umwelt, Wald und
Landschaft
BUWAL**

**SCHRIFTENREIHE
UMWELT NR. 361**

**Natur und Landschaft
Ökobilanzen**

**Landnutzung
in potenziellen
Fließgewässer-
Auen**

**Artengefährdung und
Ökobilanzen**

**Herausgegeben vom Bundesamt
für Umwelt, Wald und Landschaft
BUWAL
Bern, 2004**

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
(BUWAL)

*Das BUWAL ist ein Amt des Eidg. Departements für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation
(UVEK)*

Autoren

Prof. Dr. Ruedi Müller-Wenk, Institut f. Wirtschaft u.
Ökologie, Universität St.Gallen

Felix Huber, dipl. Naturwissenschafter ETH, seecon
gmbh, Luzern

Dr. Nino Kuhn, Eidg. Forschungsanstalt WSL,
Birmensdorf

Dr. Armin Peter, EAWAG Forschungszentrum für
Limnologie, Kastanienbaum

Zitierung

MÜLLER-WENK R., HUBER F., KUHN N., PETER A.,
2003: *Landnutzung in potenziellen Fliessgewässer-
Auen – Artengefährdung und Ökobilanzen.*

Schriftenreihe Umwelt Nr. 361. Bundesamt für
Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 80 S.

Begleitung BUWAL

Christoph Rentsch, Erich Kohli, Béatrice Werffeli

Titelfoto

Auenberatungsstelle

Bezug

BUWAL

Dokumentation

CH-3003 Bern

Fax + 41 (0) 31 324 02 16

docu@buwal.admin.ch

www.buwalshop.ch

Bestellnummer / Preis:

SRU-361-D / CHF 10.– (inkl. MWSt)

© BUWAL 2004

Inhaltsverzeichnis

Abstracts	5	3	Erkannte Schädigung an nicht-menschlichem Leben wegen Rückgang der Auenflächen	33
Vorwort	7	3.1	Wie kann man Schaden an nicht-menschlichem Leben ausdrücken?	33
1 Einleitung: Wichtige Einwirkungen auf intrakontinentale Oberflächengewässer	9	3.2	Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen als Ursache der Gefährdung von Gefässpflanzen-Arten	35
2 Raum und Raumverlust der Fliessgewässer	11	3.3	Vorgehen für die Bestimmung der Gefässpflanzen-Arten, die hauptsächlich aufgrund des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen gefährdet sind	36
2.1 Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen in der Schweiz: Vorgehen	11	4	Erforderliche Ausdehnung der Fliessgewässer in der Schweiz aus Sicht der Artendiversität	39
2.1.1 Definition: Was gehört zu den Fliessgewässer-Auen?	11	4.1	Die Abhängigkeit der Arten-Diversität von der Ausdehnung der Fliessgewässer-Auen in der Schweiz	39
2.1.2 Festlegung eines Referenzzeitpunkts	12	4.2	Ein konkreter Vorschlag: Die erforderliche Rückgewinnung von Fliessgewässer-Auen zur Reduktion auenbedingt gefährdeter Gefässpflanzen in der Schweiz	48
2.1.3 Verfahren zur Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen pro Blatt der Landeskarte 1:25'000	13	5	Modell für Ermittlung Umweltschaden aus Landnutzung im Auengebiet	54
2.1.4 Das Stichprobeverfahren	17	5.1	Ökobilanzierung von Umweltschaden aus Landnutzung	54
2.2 Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz: Resultate	18	5.2	Zahlenmässige Bestimmung des Artenvielfalt-Schadens für das Berechnungsbeispiel	57
2.2.1 Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen pro analysiertes Kartenblatt	18	5.3	Umweltschaden aus Landnutzung im Bereich potenzieller Fliessgewässer-Auen	63
2.2.2 Hochrechnung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen auf die Schweiz	21	Anhänge	68	
2.2.3 Genauigkeit der Ergebnisse	22	A1	Zufällige Reihenfolge der Blätter der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 und Zurodnung zu den 12er Stichproben	68
2.3 Abschätzung der gegenwärtigen Fläche der Fliessgewässer-Auen in der Schweiz	24	A2	Schätzung eines Vertrauensintervalls des Flächenrückgangs der Fliessgewässer-Auen Schweiz	69
2.3.1 Arealstatistik	24	A3	Abschätzung des Aufwands für eine verbesserte Genauigkeit des Gesamtergebnisses	72
2.3.2 Fliessgewässer mit einer Breite unter 6 Meter im bestockten Bereich und unter den Baumkronen von Feldgehölzen	25	A4	Bestimmung der aufgrund des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen gefährdeten Gefässpflanzen-Arten	74
2.3.3 Fliessgewässer unter Röhrichtbeständen und Kiesabbaufächen in Fliessgewässern	26	Literaturverzeichnis	81	
2.3.4 In der Landeskarte 1:25'000 als Seen markierte Altwässer und Flusstäue	26			
2.3.5 Auenwälder und unbestockte Auen	26			
2.3.6 Gegenwärtige Fläche der Fliessgewässer-Auen in der Schweiz	27			
2.4 Abschätzung der Fläche der Fliessgewässer-Auen im Referenzzeitpunkt	28			

Abstracts

E

Keywords:

floodplains, historical floodplains in Switzerland, species endangerment, biodiversity damage, land use, ecobalance, LCA

Since 1850, floodplains of Swiss rivers have been reduced to such a great extent that efforts are now made to restore such areas. In this study, an analysis of historical maps leads to an estimate of a 90% loss of pristine floodplains (chapter 2). Chapter 3 states that 153 species of vascular plants are now endangered as a consequence of floodplain reductions in Switzerland. The calculations of chapter 4 support a claim for additional 30'000 hectares of active floodplains for the purpose of limiting the biodiversity loss. In chapter 5 a method is developed determining for LCA purposes the damage of current land use inside of historical floodplains.

D

Stichwörter:

Auengebiete, historische Auenflächen, Artengefährdung, Biodiversitäts-Schaden aus Landnutzung, Ökobilanz

Die Auengebiete der Schweizer Flüsse sind seit 1850 so stark reduziert worden, dass heute Regenerationen angestrebt werden. Durch Analyse historischer Landkarten wird hier die seinerzeitige Auenfläche und deren zwischenzeitliche Abnahme um 90% ermittelt (Kapitel 2). Kapitel 3 zeigt die dadurch bewirkte Gefährdung von 153 Gefässpflanzen. Geprüft wird, wie gross die Auengebiete der Schweiz sein müssten, um den Artenrückgang zu beschränken; als Ergebnis wird in Kapitel 4 ein erforderlicher Zuwachs von 30'000 Hektaren aktiver Auenfläche ermittelt. In Kapitel 5 wird eine Methode entwickelt, um für die Ökobilanzierung den Schaden aus derzeitiger Intensivnutzung ehemaliger Auengebiete quantitativ zu bestimmen

F

Mots-clés:

zones alluviales, zones alluviales historiques, menace des espèces, dommage causés à la biodiversité par l'utilisation du sol, écobilans

Depuis 1850, les zones alluviales de Suisse ont été réduites à tel point qu'il faut maintenant les régénérer. L'analyse des cartes historiques a permis de constater un recul de 90% de la surface totale des zones alluviales (chapitre 2). Le chapitre 3 montre que 153 plantes vasculaires (fougères et plantes à fleurs) sont menacées par ce recul. Des calculs indiquent que 30 000 hectares de nouvelles zones alluviales seraient nécessaires pour limiter la diminution de la diversité biologique (chapitre 4). Le chapitre 5 présente une méthode permettant de déterminer quantitativement les dommages causés à la biodiversité par l'utilisation intensive d'anciennes zones alluviales, information utile pour l'établissement d'écobilans.

I

Parole chiave:

zone golenali, superfici golenali storiche, minaccia delle specie, danni causati alla biodiversità in seguito all'utilizzazione del suolo, ecobilancio

Dal 1850 le zone golenali dei fiumi svizzeri sono state ridotte al punto tale che oggi si rendono necessari provvedimenti per la loro rigenerazione. L'analisi delle carte geografiche storiche ha evidenziato una riduzione fino al 90% dell'originaria superficie golenale (capitolo 2). Il capitolo 3 mostra che 153 piante vascolari sono minacciate da questa riduzione. Lo studio calcola inoltre che la superficie golenale attiva necessaria per limitare la diminuzione delle specie dovrebbe ammontare a 30'000 ettari (capitolo 4). Il capitolo 5 presenta un metodo per la determinazione quantitativa ai fini dell' dei danni causati dall'attuale utilizzazione intensiva di vecchie zone golenali.

Vorwort

Die von unseren Fliessgewässern gestalteten Ebenen sind Brennpunkte des menschlichen Interesses: Einerseits haben sie sich als besonders geeignet erwiesen für Siedlungszwecke, Verkehrsanlagen und die landwirtschaftliche Nutzung, weshalb sie schon seit langer Zeit durch technische Vorkehren für solche Nutzungen hergerichtet und vor weiterer Überschwemmung geschützt wurden. Andererseits sind sie als Lebensräume von wildlebenden Tieren und Pflanzen einzigartig wertvoll, weshalb der kleine Restbestand der noch einigermaßen naturnah verbliebenen Auengebiete unter bundesrechtlichen Schutz gestellt worden ist. In neuester Zeit hat ausserdem eine Entwicklung eingesetzt, die unter dem Stichwort «mehr Raum für die Fliessgewässer» die kanalartig eingeeengten Flüsse wo immer möglich aufweiten will. Dies dient dem Abbau extremer Hochwasserspitzen und der damit verbundenen Gefährdung der flussabwärts liegenden Gebiete, sowie der Schaffung von beliebten Erholungsräumen; gleichzeitig wird mit der Neuschaffung von Räumen für periodische Überschwemmungen auch ein wichtiger Beitrag für die Erhaltung gefährdeter Tier- und Pflanzenarten geleistet.

Jede Renaturierung von Flussstrecken ist aus Sicht des Artenschutzes erfreulich. Darüber hinaus stellt sich aber die grundsätzliche Frage, wie gross die der Gestaltungskraft der schweizerischen Flüsse überlassene Fläche gesamthaft sein müsste, um einen substantiellen Gefährdungs-Abbau für die von diesem Lebensraum abhängigen Arten zu bewirken. Die Bereitstellung von Daten zur objektiven Begründung eines solchen Flächenanspruchs ist erwünscht.

Die vorliegende Studie liefert quantitative Informationen zum Rückgang der Auengebiete schweizerischer Fliessgewässer seit Mitte des 19. Jahrhunderts sowie zur davon ausgelösten Gefährdung von auenabhängigen Gefässpflanzen. Darauf aufbauend ermittelt sie einen Flächenanspruch für Auengebiete mit dem Ziel des weitgehenden Abbaus der gegenwärtigen Gefährdung. Die Studie schafft ausserdem eine Grundlage für die Ökobilanzierung von heute bestehenden Landnutzungen im Bereich potenzieller Auengebiete. Sie bildet damit einen Baustein für die Erarbeitung eines zukunftsfähigen Nutzungskonzepts für die Flächen im Bereich der seinerzeitigen Überschwemmungsgebiete.

Bundesamt für Umwelt,
Wald und Landschaft

Georg Karlaganis
Abteilungschef
Stoffe, Boden, Biotechnologie

Franz-Sepp Stulz
Abteilungschef
Natur

1 Einleitung:

Wichtige Einwirkungen auf intra-kontinentale Oberflächengewässer

Wie ein Blick auf die europäische Landkarte zeigt, machen die intrakontinentalen Oberflächengewässer (gleich Oberflächengewässer ohne Meere) nur einen mengenmässig unbedeutenden Anteil der Kontinentalfläche von Europa aus; dieser Anteil liegt im Bereich von wenigen Prozenten. Zählt man zusätzlich zu den dauernd unter Wasser stehenden Flächen auch die zeitweilig, d.h. bei jährlichen oder überjährlichen Hochwasser-Ereignissen überschwemmten Flächen zu den Oberflächengewässern, so wird deren Flächenanteil in Europa grösser, dürfte aber immer noch im Bereich weniger Prozente bleiben. Die an die Flüsse und Seen anliegenden zeitweiligen Überschwemmungsflächen, Auen genannt, werden von den Menschen als Orte von hoher Standortgunst betrachtet, weshalb sie im Verlaufe der neueren Zeit mit baulichen Massnahmen gegen Überschwemmungen und Vernässungen geschützt wurden und nachher zu Brennpunkten menschlicher Aktivität geworden sind. In den wirtschaftlich hoch entwickelten und dicht besiedelten Ländern Europas sind deshalb die historischen Auengebiete zum grössten Teil in «potenzielle» Auengebiete verwandelt worden, die von den natürlichen Gegebenheiten her zwar weiterhin Auengebiete sein könnten, es aber heute nicht mehr sind, infolge vorgenommener technischer Massnahmen (Uferbefestigung, Dammerstellung, Begradigung, Aufschüttung, Sohlenabsenkung) und Umnutzung der hochwassersicher gewordenen Flächen (Siedlungsbau, Strassenbau, Landwirtschaft, Hafenanlagen). Dies gilt insbesondere für die Überschwemmungsebenen der Fliessgewässer, die Fliessgewässer-Auen.

Andererseits sind Auen, und insbesondere die infolge Wasserströmung und Geschiebetransport vielfältigeren Fliessgewässer-Auen, zugleich Brennpunkte für tierisches und pflanzliches Leben. Denn die Wirkungen periodischer und episodischer Überschwemmungen führen dazu, dass amphibische Lebensräume für eine hohe Zahl von Arten laufend neu geschaffen werden: nasse, feuchte und austrocknende Standorte, offene und bestockte Standorte, humusarme und humusreiche Standorte, saure und nicht saure Standorte, düngerarme und düngerreiche Standorte. Durch das Netz der Flussläufe sind diese Standorte zudem alle miteinander verknüpft, was deren biologischen Wert als Lebensräume für Tiere und Pflanzen noch erhöht. Es ist daher nicht überraschend, dass zum Beispiel in der Schweiz von den insgesamt 2'696 Arten von Gefässpflanzen (LANDOLT, 1991, S.74–127) ein Anteil von nicht weniger als 1'050 Arten im Bereich der gegenwärtigen Auen vorkommt (ROULIER, 2002), wobei dieser Bereich räumlich so stark geschrumpft ist, dass die eigentlich Auen-abhängigen Pflanzen heute praktisch alle als gefährdet gelten müssen. Hohe Artenzahl und geringe Flächenausdehnung führen dazu, dass die Gefässpflanzen-Artendichte (Artenzahl pro Fläche) im Auenbereich unvergleichlich viel höher ist als im Rest des Landes. Angesichts der zentralen Stellung der Gefässpflanzen für das gesamte nicht-menschliche Leben kann man davon ausgehen, dass die Auen auch für die übrigen Pflanzen und die Tiere ein Schlüssel-Element zur Gewährleistung der Artenerhaltung bilden.

Aus diesem Grund befasst sich diese Studie mit der flächenmässigen Entwicklung der Fliessgewässer-Auen seit Mitte des 19. Jahrhunderts (Kapitel 2) und deren erkennbaren Folgen auf die Artenvielfalt der Gefässpflanzen (Kapitel 3). Ferner

sollen für die landesweite Planung der Auen-Regenerierung datenmässige Grundlagen geschaffen werden in Form einer begründbaren Festlegung der schweizerischen Minimalfläche von Fliessgewässer-Auen zwecks Beseitigung der Aussterbe-Gefahr bei Auen-abhängigen Arten (Kapitel 4). Darüber hinaus soll auch ermittelt werden, welcher Anteil an der Artengefährdung der heutigen baulichen oder landwirtschaftlichen Nutzung von Boden innerhalb des potenziellen Auengebiet anzulasten ist (Kapitel 5).

Diese Studie konzentriert sich auf den quantitativen Aspekt, d.h. den flächenmässigen Rückgang der Überschwemmungsebenen, die den schweizerischen Fliessgewässern bei periodischen und episodischen Hochwassern zur Verfügung stehen. Dies deshalb, weil unter heutigen Bedingungen in der Schweiz der Mangel an Raum wohl der entscheidende Faktor für die Verschlechterung der Lebensraumsituation wildlebender Tiere und Pflanzen in den Auen ist: Sofern kein Raum vorhanden ist für Lebensräume, können auch Massnahmen für die qualitative Verbesserung der Lebensräume, wie reineres Wasser oder Verzicht auf Wasser-Ableitungen, die gegenwärtig feststellbare Arten-Gefährdung nicht beseitigen.

Nichtsdestoweniger soll aber an dieser Stelle erwähnt werden, dass der biologische Wert von Auenflächen nicht nur durch flussbauliche Massnahmen zur Einengung des Auenbereichs sondern auch durch weitere menschliche Einflussnahmen beeinträchtigt werden kann. Insbesondere sind hier zu nennen:

- Chemische Belastung des Wassers mit Nährstoffen und ökotoxischen Stoffen aus Abwasser-Einleitungen und Landwirtschafts-Flächen
- Veränderung der Wassertemperatur durch die Einleitung von erwärmtem Abwasser aus Industrie und Haushalten, allenfalls auch durch den Entzug von Wärme im Zusammenhang mit Wärmepumpenbetrieb
- Mengenmässige Änderung der Abflussverhältnisse als Folge von Dammbauten und Wasserentnahmen
- Rückgang der Geschiebeführung durch Verbauungen und Materialentnahmen
- Beanspruchung des Auenraums durch Freizeitbetrieb einschliesslich Fischerei

In Abschnitt 4.1 wird dargelegt, dass in schweizerischen Verhältnissen das heutige Ausmass der vorgenannten Einflussnahmen sich innerhalb solcher Grenzen bewegt, dass im Anschluss an eine genügende räumliche Ausweitung der überschwemmbareren Flächen eine allmähliche Erholung des Artenbestandes erwartet werden kann. Diese Erholung dürfte bei Pflanzen weitgehend spontan durch die Kräfte der Natur geschehen, indem das strömende Wasser neue Standortbedingungen schafft, die mithilfe der natürlichen Verbreitungsmechanismen besiedelt werden. Es verdient Beachtung, dass diese Art von «Landschaftspflege» zur Erhaltung der Artenvielfalt im Gegensatz zur Landwirtschaft keiner finanziellen Flächenbeiträge bedarf. Spontane Renaturierung braucht allerdings Zeit und kann vor allem bei weiträumig verschwundenen Arten auf Grenzen stossen. Daher ist von Interesse, inwieweit die spontane Renaturierung von neu wieder dem Fliessgewässer überlassenen Flächen durch zusätzliche Massnahmen gefördert werden kann (MIDDLETON, 1998).

2 Raum und Raumverlust der Fliessgewässer

Die Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz sind seit Mitte des 19. Jahrhunderts stark zurückgegangen. In diesem Kapitel wird der Versuch unternommen, diesen Rückgang in Hektaren zu erfassen. Dazu wird hier ein Verfahren entwickelt, das die Bestimmung des Rückgangs aufgrund der stichprobenweisen Bearbeitung von historischem und aktuellem Kartenmaterial ermöglicht.

Für die Beurteilung der Flächenveränderungen ist nicht nur der absolute Rückgang in Hektaren wichtig, sondern auch der relative Rückgang in Prozent. Das bedeutet, dass nebst dem Rückgang innert 150 Jahren auch der historische Stand vor 150 Jahren zu ermitteln ist. Zu diesem Zweck werden hier die gegenwärtigen Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz, hauptsächlich aufgrund der Daten der Arealstatistik und des Aueninventars, abgeschätzt. Das Total der historischen Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz ergibt sich sodann als Total der gegenwärtigen Fliessgewässer-Auenflächen, zuzüglich hochgerechnetes Stichprobenresultat des zwischenzeitlichen Flächen-Rückgangs.

2.1 Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen in der Schweiz: Vorgehen

2.1.1 Definition: Was gehört zu den Fliessgewässer-Auen?

Als *Fliessgewässer-Aue* verstehen wir die bei periodischem oder episodischem Hochwasser von Fliessgewässern überschwemmte Fläche. Hierin ist als Teilfläche das eigentliche, normalerweise mit Wasser bedeckte Flussbett inbegriffen, da in einer natürlichen oder naturnahen Aue Wasser und Land stark ineinander gehen und deshalb kaum zu trennen sind. Giessen gehören nur dazu, wenn diese innerhalb dieses Überschwemmungsbereichs liegen. Weiter müssen die Flächen eine gewisse Naturnähe aufweisen, damit sie als *gegenwärtige* Fliessgewässer-Aue betrachtet werden, denn mit dieser Definition soll der räumliche Bereich ermittelt werden, der heute noch günstige Lebensvoraussetzungen für Spezialisten des Fliessgewässerraums einschliesslich zeitweilig überschwemmter Gebiete aufweist. Landwirtschaftlich intensiv genutzte Hochwasservorländer werden deshalb nicht als Bestandteile gegenwärtiger Fliessgewässer-Auen betrachtet. Die *historische* Ausdehnung der Fliessgewässer-Aue lag seinerzeit vor, als der Flusslauf noch weitgehend natürlich war, d.h. nicht in nennenswertem Umfang durch bauliche Eingriffe (Dämme, Uferbefestigungen, Aufschüttungen, Schwellen, Flussbettabsenkungen) korrigiert, oder durch technische Massnahmen im Abflussregime verändert. Flächen, die zur historischen Ausdehnung der Fliessgewässer-Auen gehörten, jedoch nicht mehr Bestandteil der gegenwärtigen Fliessgewässer-Auen sind, nennen wir *potenzielle* Fliessgewässer-Auengebiete. Flächenmässig sind die potenziellen Fliessgewässer-Auengebiete gleich dem *Rückgang* der Fliessgewässer-Auenflächen gemäss Abschnitt 2.2, d.h. der Flächendifferenz von historischer minus gegenwärtiger Fliessgewässer-Auenfläche.

2.1.2 Festlegung eines Referenzzeitpunkts

Schon die Römer besaßen die Fähigkeiten zur eingreifenden Beeinflussung von Fliessgewässern: Noch heute können etwa in der Region Extremadura (Spanien) römische Staumauern und Ableitungs-Bauwerke von imposanter Grösse besichtigt werden. Im Raum der Schweiz setzten derartige flussbauliche Massnahmen später ein. Im Mittelalter wurden einfache Massnahmen für den Hochwasserschutz sowie Bauten zum Zwecke der Wasserkraftnutzung etwa für Mühlen und Sägewerke durchgeführt. Die Industrialisierung brachte einen weiteren Schub von Veränderungen der Flusslandschaften im Zusammenhang mit der Ausdehnung der Wasserkraftnutzung für den Betrieb von Fabriken. Man müsste also viele Jahrhunderte zurückgehen, um für das Gebiet der Schweiz einen völlig natürlichen Zustand der Fliessgewässer zu finden.

Nun darf man allerdings annehmen, dass die menschlichen Veränderungen an den Fliessgewässern und ihren Überschwemmungsgebieten bis etwa zur Mitte des 19. Jahrhunderts im Umfang so begrenzt waren, dass sie wenigstens auf überregionaler Ebene keine wesentliche Reduktion des Artenreichtums im Bereich der Fliessgewässer und ihrer Auen ausgelöst haben. Weil der Rückgang und das Aussterben einer Art in einem Verbreitungsgebiet ein Vorgang ist, der sich über viele Jahrzehnte erstrecken kann, ist es allerdings kaum möglich, schlüssig nachzuweisen, bei genau welchem Mass an Reduktion von natürlichen Auenflächen gerade noch kein merklicher Rückgang an Artenvielfalt bewirkt wurde. Immerhin liegen deutliche Aussagen von Fachleuten vor über einen Zeitpunkt, zu dem die Veränderung an den Auengebieten noch kein wesentlicher Auslöser von sinkender Artenvielfalt gewesen sein dürfte:

- (LANDOLT, 1991, S. 11): «Den Höhepunkt der Biotop- und Artenvielfalt bei uns zeigte die vorindustrielle Kulturlandschaft mit ausgedehnten extensiv genutzten Flächen. Die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts brachte demgegenüber eine Reihe Entwicklungen, die die Vielfalt eindämmten: Energienutzung der Gewässer und der Moore, maschinelle Bearbeitung, Saatgutreinigung, Mineraldüngerherstellung. In diese Zeit fallen die ersten grossen Entwässerungen und Flusskorrekturen.»
- (HAIDVOGL & EBERSTALLER, 1997, S.5): «Insgesamt wiesen die Gewässer der Kulturlandschaft des 19. Jahrhunderts infolge der wirksamen Hochwasserdynamik somit noch äusserst vielfältige Lebensräume und Strukturen mit dementsprechenden biotischen Verhältnissen auf.»
- (KUHN & AMIET, 1988a, S.1): «Im Verlauf eines kurzen Jahrhunderts haben sich drastische Veränderungen bemerkbar gemacht. Sie zwingen uns heute zu grundsätzlichen Überlegungen, denn als Folge von Verbauung und Wasserkraftnutzung ist bereits ein Grossteil der Ufer- und Gewässerstrecken verändert und ihrer natürlichen landschaftlichen Funktion teilweise oder ganz entfremdet worden.»
- (GERBER, 1967, S.6): «Eine aktionsfähige Eidgenossenschaft gab es aber vor 1848 noch nicht. So kamen im 18. und in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts nur zwei Werke von grösserer Bedeutung zustande: Die Korrektur der Kander, deren Geschiebeführung Thun und darüber hinaus das Aaretal bis Bern bedrohte (...) sodann die Linthkorrektur, die unter grössten politischen Schwierigkeiten

in der Zeit der alten Eidgenossenschaft geplant und dank aussergewöhnlichem Einsatz verantwortungsbewusster Männer in der Helvetik ausgeführt wurde.»

Wir nehmen aufgrund dieser Aussagen an, dass die Verhältnisse bei den schweizerischen Fliessgewässern und ihren Auengebieten um die Mitte des 19. Jahrhunderts in der Schweiz zwar nicht mehr voll natürlich waren, aber doch noch dermassen naturnah, dass bei Fortdauern dieses Zustandes bis heute keine wesentlichen negativen Wirkungen auf die Artendiversität in Flora und Fauna ausgelöst worden wären. Die Mitte des 19. Jh. wird hier demzufolge als Referenzzeitpunkt angenommen für die Bestimmung der «historischen» Ausdehnung der Auengebiete. Da sich indessen zeigen wird, dass geeignetes Kartenmaterial für die landesweite Beurteilung der Ausdehnung von Auengebieten im Fall der Schweiz erst etwa aus den Jahren nach 1870 datiert, nehmen wir den auf diesen Karten dokumentierten Zustand hilfsweise als Situation «Mitte 19. Jahrhundert».

2.1.3 Verfahren zur Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen pro Blatt der Landeskarte 1:25'000

Für die Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz wurde das nachstehende Verfahren entwickelt. Es beruht im Wesentlichen auf der Analyse der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-), sowie von historischen und geologischen Karten. Auf der Ebene eines Blatts der Landeskarte 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) wurde für die Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz nach folgenden Bearbeitungsprinzipien gearbeitet:

Schritt 1: Auswahl der «identifizierten Fliessgewässerabschnitte»:

Für die von einem Landeskarten-Blatt erfasste Inland-Fläche wurden anhand der Geologischen Generalkarte der Schweiz 1:200'000 (SCHWEIZERISCHE GEOLOGISCHE KOMMISSION, 1942–1964) alle Fliessgewässerabschnitte mit Fliessgewässer-Auenflächen von ursprünglich bedeutender Ausdehnung gesucht (im Folgenden identifizierte Fliessgewässerabschnitte genannt): Das Vorliegen solcher Fälle ist dort zu vermuten, wo holozäne Alluvialflächen eingezeichnet sind, die nicht nachträglich durch seitliche Bach- oder Trockental-Schuttkegel, Rutschungen und Bergstürze überschüttet wurden. In der Geologischen Generalkarte der Schweiz 1:200'000 (SCHWEIZERISCHE GEOLOGISCHE KOMMISSION, 1942–1964) sind dies die weissen Flächen, soweit sie nicht Signaturen der vorgenannten Überschüttungstypen tragen. Verschiedene Beispiele zeigen, dass auch gewisse rosarot eingefärbte fluvioglaziale und interglaziale Schotterflächen als solche Fliessgewässerauengebiete in Frage kommen und deshalb ebenfalls weiter untersucht werden müssen. Wir gehen dabei von der Annahme aus, dass bei solchen rosaroten Flächen allfällige fluviale Ablagerungen zu geringmächtig waren, als dass sie vom Kartenersteller mit der entsprechenden Signatur „weiss“ versehen worden wären.

Zur Überprüfung dieser Auswahl der „identifizierten Fliessgewässerabschnitte“ wurde ein Vergleich gemacht mit der Auenwald-Verbreitungskarte, die von Rudolf

Siegrist im Jahr 1913 im Rahmen seiner Dissertation (SIEGRIST, 1913) erstellt wurde, und in der die damals noch oder gerade noch erhaltenen Auenwaldabschnitte von bedeutender Ausdehnung der Schweiz als Punkte eingetragen sind.

Schritt 2:
Abschätzung der
historischen Auenflächen
pro identifiziertem
Flussabschnitt:

Die «identifizierten Fliessgewässerabschnitte» wurden auf den entsprechenden Erstausgaben der Siegfriedkarte (EIDGENÖSSISCHES STABS-BUREAU, 1870–1926) betrachtet, mit dem Ziel der Abschätzung des Perimeters und des Flächeninhalts der *historischen* Fliessgewässer-Auenflächen. Die Siegfriedkarte (Eidgenössisches Stabsbureau, 1870–1926) ist das erste Kartenwerk, das flächendeckend für die Schweiz im Massstab 1:25'000 bzw. 1:50'000 vorliegt. Die meisten Erstausgaben der Siegfriedkarte (Eidgenössisches Stabsbureau, 1870–1926) sind zwischen 1870 und 1889, also 100–120 Jahre vor Erscheinen der Arbeit von (Landolt, 1991), erschienen, so dass wir es als vertretbar ansehen, den auf diesen Karten dokumentierten Zustand hilfsweise als Situation «Mitte 19. Jahrhundert» (Referenzzeitpunkt) anzunehmen. Wo Erstausgaben der Siegfriedkarte (EIDGENÖSSISCHES STABS-BUREAU, 1870–1926) erst nach 1889 erschienen waren, wurden die «identifizierten Fliessgewässerabschnitte» soweit möglich auf den kantonalen Vorläufer-Karten der Dufour-Karten (DUFOUR, 1864–1867, ESCHMANN, 1851–1856, MICHAELIS E. H., 1991, WILD J., 1990) untersucht. Die eigentliche Dufour-Karte konnte nicht verwendet werden, da diese nur im Massstab 1:100'000 vorliegt und somit eine für unsere Zwecke zu geringe Auflösung hat. Auf diesen historischen Karten wurden die Fliessgewässer-Auenflächen für jeden der «identifizierten Fliessgewässerabschnitte» ausgemacht. Dabei gelten als zugehörig zur «historischen» Fliessgewässer-Auenfläche:

- Alle Flächen innerhalb der äussersten Flussverzweigungen (inkl. Wasserfläche), die vom Fluss-Hauptstrang ausgehen und talwärts wieder in diesen münden. Giessen gehören demnach zwar grundsätzlich nicht dazu, weil sie aus dem Grundwasser gespeist werden. Sie werden jedoch berücksichtigt, wenn ihr Ursprung sehr nahe am eigentlichen Flusslauf liegt.
- Flächen ausserhalb der äussersten Flussverzweigungen, soweit diese die Signatur Sand oder Laubwald tragen.
- Flächen ausserhalb der äussersten Flussverzweigungen, soweit aufgrund der Längs- und der Querneigung des Geländes einerseits und der historischen Siedlungs- und Infrastruktur andererseits vermutet werden darf, dass diese periodisch überschwemmt wurden. In letzterem Fall grenzen Längsdämme, Siedlungen, flussparallele Eisenbahnlinien und flussparallele Strassen mit mutmasslicher Dammwirkung die Überschwemmungsflächen ab. Mit vorsichtiger Zurückhaltung wurden auch Flächen ins Auengebiet eingeschlossen, bei denen der Flurname einen entsprechenden Hinweis gab (Grien, Werd, Au).
- Land, das auch in der heutigen Situation noch Auengebiet ist.

Nicht zu den «historischen» Fliessgewässer-Auenflächen gehören:

- Sumpfbereiche ausserhalb des flussbegleitenden Auenwalds, soweit anzunehmen ist, dass diese nicht durch flussdynamische Vorgänge, sondern durch andere Faktoren wie Grundwasserstrom, Hangwasser oder Verlandung von Seeflächen entstanden seien.

- Flächen, die lediglich von einem kleinen Fliessgewässer lokalen Ursprungs beeinflusst sind, das praktisch kein Geschiebe gebracht haben dürfte.

Schritt 3:

Abschätzung der gegenwärtigen Auenflächen pro identifiziertem Flussgewässerabschnitt:

Auf dem Blatt der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) wurden für jeden «identifizierten Fliessgewässerabschnitt» zusätzlich auch die *gegenwärtigen* Fliessgewässer-Auenflächen ausgemacht. Zu diesen Fliessgewässer-Auenflächen gehören:

- Blaue Fliessgewässerfläche (Gerinne) einschliesslich Schotter- und Geschiebebänke sowie ungenutzte, unbestockte Inselchen im Flusslauf
- Fläche bis zum ersten Damm inkl. Damminnenseite (falls vorhanden), jedoch ohne die landwirtschaftlich intensiv genutzten Hochwasservorländer.
- Vorgeschlagene Auenobjekte (vgl. Abschnitt 2.3.5)

Schritt 4:

Differenzen historische zu gegenwärtiger Fliessgewässerfläche:

Dort wo bei den «identifizierten Fliessgewässerabschnitten» Differenzen zwischen den historischen Fliessgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt und den gegenwärtigen Fliessgewässer-Auenflächen bestanden, wurden diese *Differenzen* folgendermassen erfasst:

- Die *historischen* Fliessgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt wurden auf Transparentpapier übertragen und anschliessend mit einem Planimeter ausgemessen (vgl. dazu das Beispiel in Abb. 2-1). Da die Siegfriedkarte (EIDGENÖSSISCHES STABSBUROU, 1870–1926) nicht in digitaler Form vorliegt und das Einscannen aller benötigten Blätter ein unverhältnismässig hoher Arbeitsaufwand gewesen wäre, wurde auf einen GIS-Einsatz verzichtet. Transparentpapiere und Notizen dazu sind bei den Autoren einsehbar.
- Die *gegenwärtigen* Fliessgewässer-Auenflächen wurden direkt auf dem Kartenblatt der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) gemessen (geschätzte mittlere Breite mal mit Planimeter gemessene Länge des Abschnitts) bzw. auf einer massstabgetreuen Kopie der zu diesem Abschnitt gehörenden vorgeschlagenen Auenobjekte planimetriert (falls nicht das ganze Objekt in das betrachtete Kartenblatt der Stichprobe fiel und demzufolge die offizielle Flächenangabe im Objektblatt verwendet werden konnte). Im Beispiel des *identifizierten Fliessgewässerabschnitts* von Abb. 2-1 betragen die gegenwärtigen Fliessgewässer-Auenflächen gemäss Blatt 1146 «Lyss» der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) 122.1 ha (Flächen ohne Objekt 49: 80.3 ha, zuzüglich Teil von Objekt 49: 41.8 ha).
- In jedem «identifizierten Fliessgewässerabschnitt» wurde die Differenz zwischen den *historischen* Fliessgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt und den *gegenwärtigen* Fliessgewässer-Auenflächen berechnet. Im Beispiel des «identifizierten Fliessgewässerabschnitts» von Abb. 2-1 beträgt diese Differenz 411.1 ha minus 122.1 ha = 289.0 ha.

Schritt 5: Summierung der Flächendifferenzen historisch/gegenwärtig pro Blatt der Landeskarte 1:25'000

Anschliessend wurde durch die Summierung dieser Differenzen über alle «identifizierten Fließgewässerabschnitte» eines Blatts der Landeskarte 1:25'000 der gesamte Rückgang der Fließgewässer-Auenflächen auf diesem bearbeiteten Blatt der Landeskarte 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) berechnet.

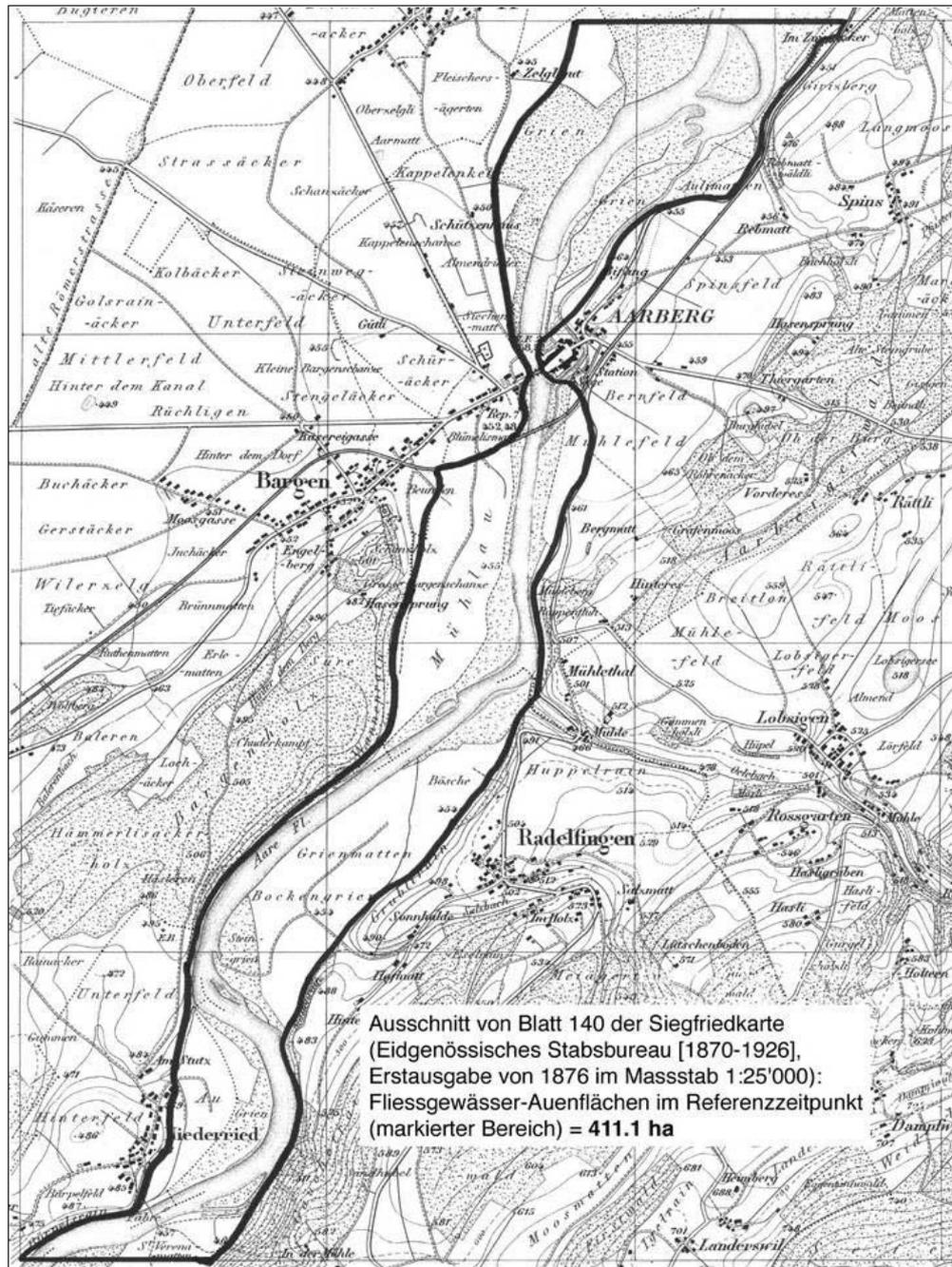


Abb. 2-1: Beispiel für die Erfassung der historischen Fließgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt in einem identifizierten Fließgewässerabschnitt

2.1.4 Das Stichprobeverfahren

Das oben beschriebene Vorgehen wurde nicht auf allen der 249 Blätter der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) und damit nicht auf der gesamten Fläche der Schweiz ausgeführt, da die verfügbaren zeitlichen Ressourcen beschränkt waren. Stattdessen wurde ein Stichprobeverfahren auf Basis einer beschränkten Zahl analysierter Blätter entwickelt, das eine Extrapolation auf die gesamte Fläche der Schweiz erlaubt:

- Die 249 Blätter der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) wurden bezüglich ihrer Blattnummern in aufsteigender Reihenfolge den Zahlen 1 bis 249 zugeordnet (Blatt 1011 entspricht der Zahl 1, Blatt 1374 entspricht der Zahl 249).
- Mit Excel wurden 10'000 Zufallszahlen zwischen 1 und 249 erzeugt.
- Beginnend mit der ersten Zufallszahl wurden in aufsteigender Reihenfolge alle Zufallszahlen darauf überprüft, ob der gleiche Wert schon einmal erzeugt wurde. War dies der Fall, wurde die betrachtete Zufallszahl gelöscht. Damit erhielt man zum Schluss die Zahlen 1 bis 249 in zufälliger Reihenfolge.
- Die Zahlen 1 bis 249 wurden durch die entsprechenden Blattnummern ersetzt.
- Die ersten 12 Blattnummern wurden der ersten 12er-Stichprobe zugeordnet, die nächsten 12 Blattnummern der zweiten 12er-Stichprobe etc. Nach 20 so erzeugten 12er-Stichproben blieb ein Rest von 9 Blattnummern übrig (vgl. Anhang A1).

Nun wurden, beginnend mit der ersten 12er Stichprobe, für jedes der 12 Kartenblätter die 5 Schritte des vorstehenden Abschnitts ausgeführt. Nach Behandlung jeder 12er-Stichprobe wurde der Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen auf den bearbeiteten Kartenblättern mit dem Faktor «Landesfläche/Inlandfläche aller bearbeiteter Kartenblätter» linear hochgerechnet. Die Inlandflächen der Kartenblätter mit Ausland-Anteil wurden einer internen Liste des Bundesamts für Landestopographie entnommen, die uns am 21.8.2001 per E-Mail geschickt wurde. Es wurde so lange eine jeweils nächste 12er-Stichprobe in Angriff genommen, bis sich der aufgrund der schon bearbeiteten Gesamtheit der 12er-Stichproben hochgerechnete Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen stabilisierte.

Dieses Vorgehen hat den Vorteil, dass man später nach dem gleichen Verfahren den Stichprobenumfang weiter vergrössern oder gar auf alle 249 Karten erweitern könnte, falls eine erhöhte Genauigkeit erwünscht wäre und falls zusätzliche Mittel zur Verfügung stehen. Die Volluntersuchung aller Kartenblätter im Rahmen dieses Projektes hätte den finanziellen Rahmen gesprengt.

2.2 Bestimmung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz: Resultate

2.2.1 Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen pro analysiertes Kartenblatt

Der ermittelte Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen ist für jedes analysierte Blatt der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) in Tab. 2-1 bis Tab. 2-4 festgehalten. Die Begründung, weshalb nach vier 12er-Stichproben abgebrochen wurde, findet sich im nachfolgenden Abschnitt 2.2.2.

Abb. 2-2 illustriert, dass der Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen auf den insgesamt 48 analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) sehr unterschiedlich ist: Auf dem Grossteil der Blätter beträgt dieser zwischen 0 und 800 Hektaren. Die Summe der Flächenrückgänge auf allen analysierten Blättern wird jedoch massgeblich von den Spitzenwerten bis 2700 Hektaren beeinflusst, die nur vereinzelt auftreten. Somit stellt sich auch die Frage der Genauigkeit einer Extrapolation der analysierten Fläche auf die Fläche der Schweiz. Diese Frage ist Gegenstand von Abschnitt 2.2.3.

Tab. 2-1: Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen auf den analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) der ersten 12er-Stichprobe

Blatt No.	Inland-Fläche (km ²)	Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen (ha)
1091	210.0	1861.4
1096	65.0	288.4
1113	210.0	243.8
1132	210.0	655.9
1146	210.0	948.9
1155	195.0	392.7
1197	210.0	174.2
1230	210.0	0.0
1241	193.1	0.0
1250	210.0	278.5
1273	210.0	600.3
1274	193.1	43.0
Total	2'326.3	5487.0

Tab. 2-2: Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen auf den analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) der zweiten 12er-Stichprobe

Blatt No.	Inland-Fläche (km²)	Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen (ha)
1157	40.0	0.0
1162	63.8	20.1
1171	210.0	133.3
1189	210.0	0.0
1193	210.0	39.6
1195	210.0	368.8
1211	210.0	0.0
1213	210.0	214.4
1231	210.0	93.8
1298	111.3	87.9
1300	103.1	195.3
1306	210.0	1783.3
Total	1'998.1	2936.4

Tab. 2-3: Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen auf den analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) der dritten 12er-Stichprobe

Blatt No.	Inland-Fläche (km²)	Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen (ha)
1050	101.3	709.3
1051	133.1	540.1
1065	88.1	0.0
1110	210.0	195.9
1116	8.1	15.4
1134	210.0	246.5
1152	210.0	534.8
1218	210.0	163.4
1219	168.8	0.0
1232	210.0	45.5
1249	210.0	0.0
1313	210.0	2679.7
Total	1'969.4	5130.5

Tab. 2-4: Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen auf den analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) der vierten 12er-Stichprobe

Blatt No.	Inland-Fläche (km ²)	Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen (ha)
1070	210.0	419.3
1107	210.0	751.9
1115	188.1	322.8
1167	210.0	480.9
1173	210.0	204.8
1188	210.0	32.1
1191	210.0	144.6
1221	135.0	18.3
1223	210.0	0.0
1235	210.0	43.7
1244	210.0	0.0
1287	210.0	1142.7
Total	2'423.1	3561.0

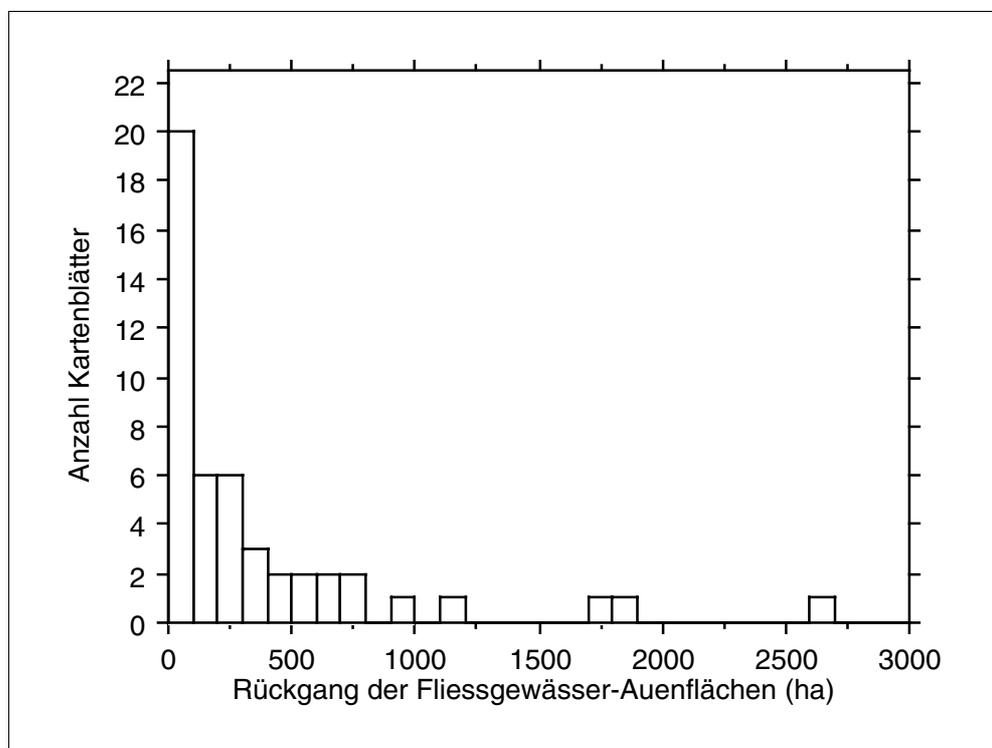


Abb. 2-2: Verteilung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen auf den analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-)

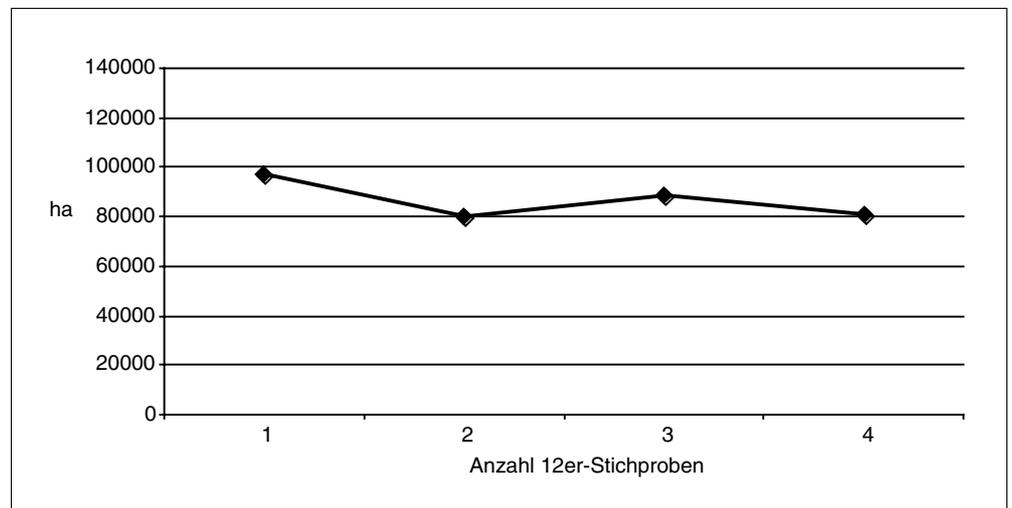
2.2.2 Hochrechnung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen auf die Schweiz

Nach jeder fertig bearbeiteten 12er-Stichprobe wurde der Flächenrückgang der Fliessgewässer-Auen linear auf die Fläche der Schweiz (41'293 km² (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 2002)) extrapoliert (vgl. Tab. 2-5) und graphisch dargestellt (vgl. Abb. 2-3).

Tab. 2-5: Auf den analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) festgestellter Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen nach einer, zwei, drei bzw. vier bearbeiteten 12er-Stichproben und Extrapolation auf die Schweiz

Stichproben-Umfang (Anzahl 12er Gruppen)	Inland-Fläche der Stich- proben (km ²)	Rückgang der Fliessgewässer-Auen- flächen (ha) auf den Kartenblättern der bearbeiteten Stichproben	Rückgang Fliessgewässer- Auenflächen, extrapoliert auf die Fläche der Schweiz
1	2'326	5'487	97'400
1 und 2	4'324	8'423	80'435
1, 2 und 3	6'294	13'554	88'927
1, 2, 3 und 4	8'717	17'115	81'076

Abb. 2-3:
Ergebnis der Extrapolation des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen auf die Fläche der Schweiz in Abhängigkeit der Anzahl behandelter 12er-Stichproben



Da sich das Gesamtergebnis nach Hinzufügen der dritten und anschliessend auch noch der vierten 12er-Stichprobe nicht mehr besonders stark änderte und aufgrund von statistischen Überlegungen davon auszugehen war, dass sich die Genauigkeit nur noch sehr langsam verbessern würde (vgl. Abschnitt 2.2.3 und Anhang A3), wurde beschlossen, die fünfte 12er-Stichprobe nicht mehr zu bearbeiten. Der nach der vierten 12er-Stichprobe hochgerechnete Schätzwert für den Rückgang der Auenflächen in der Gesamtschweiz seit Referenzzeitpunkt Mitte 19. Jh. wird im

folgenden mit \bar{y}_s bezeichnet und beträgt 81'076 ha. Die Inland-Fläche der bearbeiteten vier 12er-Stichproben beträgt 8717 km² oder 21.1% der Fläche der Schweiz.

2.2.3 Genauigkeit der Ergebnisse

Um ein Vertrauensintervall für den aufgrund der bearbeiteten vier 12er-Stichproben (im Folgenden einfach Stichprobe genannt) ermittelten Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen zu rechnen, muss man von *gleichwertigen* Elementen ausgehen können. In diesem Fall bedeutet dies, dass auf jedem der 249 Blätter der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) gleich viel Inland-Fläche erfasst sein müsste, da zunächst bei jedem Blatt der Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen auf die Gesamtfläche der Schweiz hochgerechnet wird und somit Blätter mit geringerer Inland-Fläche ein zu grosses Gewicht bekommen. Da jedoch auf 103 Blättern (von insgesamt 249 Blättern) die jeweilige Gesamtfläche von 210 km² einen mehr oder weniger grossen Teil Ausland-Fläche beinhaltet, ist diese Voraussetzung verletzt, d. h. Blätter mit Ausland-Anteil bekommen ein zu grosses Gewicht. Um *annähernd* gleichwertige Elemente zu erhalten, wurden die Blätter mit Ausland-Anteil wie folgt *kombiniert*:

- Die 103 Blätter mit Auslandanteil wurden in der Reihenfolge ihrer Stichprobenzugehörigkeit gemäss. Anhang A 1 geordnet.
- Diese 103 Blätter mit Auslandanteil wurden in zwei Gruppen unterteilt: Gruppe der zu der 4*12 Karten umfassenden Stichprobe gehörenden Karten (15 Blätter), aufgeführt in. Anhang A 2.1. Und zweitens Gruppe der nicht zu dieser Stichprobe gehörenden 88 Blätter, aufgeführt in Anhang A 2.2.
- In jeder dieser zwei Gruppe wurden die Blätter unter Beibehaltung der Reihenfolge zu Kombinationen von Blättern zusammengefügt, um pro Kombination möglichst nahe an 210 km², aber nie darüber zu kommen. D. h. man nahm das erste Blatt und kombinierte dieses mit dem zweiten Blatt, falls damit die kumulierte Inland-Fläche von 210 km² noch nicht überschritten wurde. Unabhängig davon, ob diese Kombination möglich war, kombinierte man anschliessend das dritte Blatt, falls damit die gemeinsame Inland-Fläche von 210 km² nicht überschritten wurde. Dieses Vorgehen wurde bis zum letzten Blatt wiederholt. Das ergab die erste Kombination von Blättern. Anschliessend wurden die bereits kombinierten Blätter aus der Liste entfernt und das Verfahren jeweils beginnend mit dem ersten noch verbleibenden Blatt so oft wiederholt, bis alle Blätter in eine Kombination aufgenommen waren. Damit ergaben sich aus den 15 ursprünglichen Blättern der ersten Gruppe neu 10 kombinierte Blätter (vgl. Anhang A 2.1), und. aus der zweiten Gruppen neu 46 kombinierte Blätter (vgl. Anhang A 2.2). Damit reduzierte sich die Stichprobe von 48 auf 33 + 10 = 43 Elemente, während die Grundgesamtheit der Karten sich von 249 auf 146 + 46 + 10 = 202 Elemente reduzierte.

Neben dieser Bedingung der Gleichwertigkeit der Elemente sollte ausserdem der Umfang der Stichprobe von Anfang an festgelegt werden. Da wir hier aus praktischen Gründen jedoch ein sequentielles Vorgehen gewählt haben, und da wie oben

ausgeführt die Gleichwertigkeit der Elemente nur annähernd gewährleistet ist, können die folgenden Berechnungen nur gute Näherungswerte liefern.

Die Varianz des arithmetischen Mittels einer Stichprobe ist allgemein (HULLIGER, 2000, S.11):

$$\text{Var}(\bar{y}_s) = (1 - n/N) \frac{1}{n} D^2 \quad [2.1]$$

N ist die Grösse der Grundgesamtheit, n ist die Grösse der gesamten Stichprobe, D^2 ist die Varianz der Grundgesamtheit. Da letztere unbekannt ist, wird sie mit der Varianz der Stichprobe d^2 geschätzt. Mit dem Stern deuten wir nun an, dass sich die entsprechende Grösse auf die Grundgesamtheit von 202 Elementen einschliesslich der Kombinationen von Kartenblättern mit Auslandanteil bezieht:

$$\text{Var}(\bar{y}_s^*) = (1 - n^*/N^*) \frac{1}{n^*} d^{*2} \quad [2.2]$$

N^* ist 202, n^* ist 43, d^{*2} ist gemäss Anhang A 2.3 gleich 12'248'833'224 ha².

Da der Umfang der gesamten Stichprobe relativ gross ist, gilt der zentrale Grenzwertsatz und es lässt sich ein genähertes 95%-Vertrauensintervall $\bar{y}_s^* \pm 1.96 \sqrt{\text{Var}(\bar{y}_s^*)}$ rechnen. Die entsprechenden Werte sind in Tab. 2-6 zusammengestellt.

Tab. 2-6: Mittelwert \bar{y}_s^* mit 95%-Vertrauensintervall (absolut und prozentual); Mittelwert \bar{y}_s als Vergleich

\bar{y}_s^*	80'756 ha
\bar{y}_s	81'076 ha
Vertrauensintervall absolut	± 29'349 ha
Vertrauensintervall prozentual	± 36%

Die Mittelwerte \bar{y}_s und \bar{y}_s^* sind nicht genau gleich, da auf den kombinierten Kartenblättern in der Regel nicht genau, sondern nur annähernd 210 km² Inland-Fläche erfasst sind. Da jedoch der Unterschied weniger als 1% beträgt, darf nun das hier gefundene Vertrauensintervall getrost auf \bar{y}_s übertragen werden. Das am Schluss von Abschnitt 2.2.2 angegebene Ergebnis kann demzufolge nun noch mit der Angabe des 95%-Vertrauensintervalls ergänzt werden (vgl. Tab. 2-7).

Tab. 2-7: Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen Schweiz seit Referenzzeitpunkt Mitte 19. Jahrhundert, mit zugehörigem 95%-Vertrauensintervall

	Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz
Mittelwert \bar{y}_s	81'076 ha
Obergrenze 95%-Vertrauensintervall	81'076 ha + 29'349 ha = 110'425 ha
Untergrenze 95%-Vertrauensintervall	81'076 ha - 29'349 ha = 51'727 ha

Wie schon aufgrund der Verteilung des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen auf den analysierten Blättern der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) (vgl. Abb. 2-2) vermutet werden musste, sind die Grenzen des 95%-Vertrauensintervalls relativ weit offen. In Anhang A 3 wird deshalb abgeschätzt, wie hoch der Aufwand für eine weitere Einengung des Vertrauensintervalls wäre: Aus der dortigen Abb. A-1 entnehmen wir, dass man bei einer Untersuchung von 96 statt hier untersuchten 48 Kartenblätter das 95%-Vertrauensintervall erst von $\pm 36\%$ auf $\pm 20\%$ senken könnte.

2.3 Abschätzung der gegenwärtigen Fläche der Fliessgewässer-Auen in der Schweiz

Im Gegensatz zur vorstehenden Ermittlung des *Rückgangs* der schweizerischen Fliessgewässer-Auenflächen auf Stichprobenbasis soll nun hier im Interesse einer höheren Genauigkeit der *gegenwärtige Stand* der Fliessgewässer-Auenflächen aufgrund von verfügbaren gesamtschweizerischen Daten voll ermittelt werden.

2.3.1 Arealstatistik

Die gegenwärtige gesamtschweizerische Fläche der Fliessgewässer-Auen (vgl. Definition in Abschnitt. 2.1.1) lässt sich in folgende Teilflächen unterteilen:

- Die von periodischem oder episodischem Hochwasser der Fliessgewässer überschwemmte Alluvialebene, einschliesslich Schotter- und Geschiebeebänke sowie ungenutzte, unbestockte Inselchen im Flusslauf
- Die durch bauliche Eingriffe entstandenen Uferböschungen des Flussbettes
- Die Innenseite der Hochwasserdämme, da es sich in der Regel um relativ naturnahe Flächen handelt
- Weiteres von periodischem oder episodischem Hochwasser überschwemmtes unbestocktes (Magerrasen) oder bestocktes (Weichholzaue, Hartholzaue) Land

In der schweizerischen Arealstatistik entspricht der vorstehend umschriebene räumliche Bereich (allerdings mit den nachstehend genannten Lücken) der Landnutzungsklasse 'Fliessgewässer', bestehend aus den Grundkategorien (92) Fliessgewässer, (93) Hochwasserverbauungen, (69) Uferböschungen (BUNDESAMT FÜR

STATISTIK, 1992). Diese weisen eine Gesamtfläche von 31'732 ha auf (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 2002).

Aus dem Kriterienkatalog für die Zuschreibung von Flächen an die Kategorien der Arealstatistik (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 1992, S. 137–153) ergibt sich, dass zusätzlich zur vorgenannten Landnutzungs-kategorie ‚Fließgewässer‘ folgende weitere Bereiche zur gegenwärtigen Fläche der Fließgewässer-Auen zugehörig sind:

- a) Fließgewässer mit einer Breite unter 6 Meter im bestockten Bereich (Wald)
- b) Fließgewässer unter den Baumkronen von Feldgehölzen
- c) Fließgewässer unter Röhrichtbeständen
- d) Kiesabbauflächen in Fließgewässern
- e) Altwässer und Flusstäue, falls diese in der Landkarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) als Seen und nicht als Fluss markiert sind
- f) Unbestockte Auen
- g) Auenwälder

In den folgenden Abschnitten werden die Flächen dieser Positionen a) bis g) geschätzt.

2.3.2 Fließgewässer mit einer Breite unter 6 Meter im bestockten Bereich und unter den Baumkronen von Feldgehölzen

Das Bundesamt für Wasser und Geologie hat auf unser Ersuchen eine GIS-Berechnung der Gesamtlänge der Fließgewässer in der Schweiz auf Basis der Landkarte 1:25'000 vorgenommen und uns das Ergebnis von 82'955 km am 6.2.2002 per E-Mail mitgeteilt. Wir nahmen an, dass 90% davon auf Fließgewässer mit einer Breite unter 6 Meter entfallen und dass der Mittelwert der Breite dieser Fließgewässer 2 Meter betrage, sodass eine Fläche von $90\% \cdot 82955 \text{ km} \cdot 0.002 \text{ km} = 14932$ Hektaren resultiert. Die Plausibilität der Grössenordnung des Schätzwertes von 10% (oder rund 8'300 km Länge) für die Flussbereiche von über 6 m Breite kann beurteilt werden anhand der Tatsache, dass die 10 längsten Flüsse der Schweiz nur eine Gesamtlänge von 1756 km aufweisen (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 2002, Tabelle T2.2.1.2). Weiter gingen wir davon aus, dass die vorstehend ermittelten 14932 ha gleichmässig auf die bestockte und die nicht bestockte Fläche der Schweiz verteilt seien. Die bestockte Fläche der Schweiz besteht aus den Hauptkategorien Wald (mit Grundkategorien 10–15) und Gehölz (mit Grundkategorien 17–19) (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 1992) und hat einen Anteil von 30,8% an der Fläche der Schweiz (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 2002). Daraus ergibt sich eine geschätzte Fläche für Positionen a) plus b) von $82'955 \text{ km} \cdot 90\% \cdot 2 \text{ m} \cdot 30.8\% = 4600$ ha.

2.3.3 Fliessgewässer unter Röhrichtbeständen und Kiesabbauflächen in Fliessgewässern

Die Flächen c) und d) dürften von geringfügiger Grösse sein. Denn Kiesentnahmen sind heute in den Schweizer Flüssen nur noch in geringem Mass möglich und gestattet, weil der natürliche Geschiebetransport durch flussbauliche Massnahmen verringert ist und Kiesentnahmen demzufolge zu unerwünschten Sohlenabsenkungen führen würden. Weiter sind die Fliessgeschwindigkeiten in den Schweizer Flüssen so hoch, dass eine Röhrichtbildung nur an vergleichsweise wenigen Stellen möglich ist. Deshalb wird hier die Ausdehnung der Flächen c) und d) näherungsweise auf 0 ha geschätzt.

2.3.4 In der Landeskarte 1:25'000 als Seen markierte Altwässer und Flusstäue

Die in der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) als Seen markierte Flusstäue (z.B. Wohlensee) sind eigentliche Stauseen und demzufolge als Seen und nicht als Fliessgewässer zu betrachten. Sie gehören gemäss unserer Definition nicht zu den Fliessgewässer-Auen und werden hier nicht berücksichtigt. Im Gegensatz dazu gehören die in der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) als Seen markierte Altwässer von Flüssen zur gegenwärtigen Fläche der Fliessgewässer-Auen, sofern diese Altwässer nicht allzuweit vom heutigen Flusslauf entfernt sind und keinerlei Verbindung mehr mit diesem haben. Wir betrachten aber die Ausdehnung dieser Flächen in der Schweiz als geringfügig und haben deshalb die Position e) hier mit 0 Hektaren approximiert.

2.3.5 Auenwälder und unbestockte Auen

Für die Abschätzung der Auenflächen f) und g) kann das Bundesinventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung als Grundlage dienen. Zu beachten ist allerdings, dass das Aueninventar nicht vollständig ist. Es enthält nur Einzelobjekte, die 2 ha überschreiten und zudem strengen Natürlichkeitsanforderungen genügen. Dazu kommt, dass sich die Kantone in gewissen Fällen der sachlich berechtigten Aufnahme in das Aueninventar wegen der daraus folgenden strengen Schutzbestimmungen widersetzt haben. So fällt beispielsweise auf, dass das für Schweizer Verhältnisse sehr bedeutende Auengebiet am Rhein zwischen Chur und Landquart im Bundesinventar der Auen fehlt. Deshalb betrachten wir hier nicht als massgeblich, welche Flächen schliesslich aufgrund politischer Entscheidungen den Eingang ins Aueninventar gefunden haben. Wir halten uns vielmehr daran, welche Flächen für die Aufnahme ins Aueninventar von den Fachinstanzen *vorgeschlagen* wurden. Die Summe aller dieser jemals vorgeschlagenen Flächen wird wie folgt bestimmt:

+ Gesamtfläche der Objekte des Entwurfs für die Vernehmlassung 1988 (KUHNS & AMIET, 1988b)

- + Gesamtfläche der neuen Objekte in der Revision des Aueninventars 1993 (Objekte 216–229) (BUWAL, 1993)
- + Gesamtfläche der alpinen Schwemmebenen aus der ersten Ergänzung (15 der total 70 vorgeschlagenen Objekte) (BUWAL, 1999)
- Fläche des vorgeschlagenen Objekts des Entwurfs für die Vernehmlassung 1988 (KUHNS & AMIET, 1988b), das im Rahmen der ersten Ergänzung als alpine Schwemmebene (Objekt 215) ein zweites Mal vorgeschlagen wurde (BUWAL, 1999)
- + Gesamtfläche der vorgeschlagenen Objekte der zweiten Ergänzung (97 Objekte) (THIELEN et al., 2001)
- Gesamtfläche der vorgeschlagenen Objekte des Entwurfs für die Vernehmlassung 1988 (KUHNS & AMIET, 1988b), die in der 2. Ergänzung ein zweites Mal vorgeschlagen wurden (Objekte 22, 25, 64) (THIELEN et al., 2001)
- + Gesamtfläche der Perimetervergrößerungen bei schon im Aueninventar enthaltenen Objekten, die mit der zweiten Ergänzung vorgeschlagen wurden (THIELEN et al., 2001)

Aus dem Vorschlag für die erste Ergänzung (BUWAL, 1999) werden hier nur die Flächen der alpinen Schwemmebenen berücksichtigt. Die Gletschervorfelder werden weggelassen, da diese nicht unserer Definition einer Fliessgewässer-Aue entsprechen. Allerdings gibt es Objekte (106, 126, 136, 137, 143), die sich mit diesen 55 Gletschervorfeldern überschneiden. Diese wurden hier einbezogen, weil sie nicht aufgrund ihrer glazialen, sondern ihrer fluvialen Prägung vorgeschlagen wurden.

Als Resultat der Summierung aller dieser jemals vorgeschlagenen Objekte für das Bundesinventar der Auengebiete ergibt sich eine Fläche von 15'328 ha. Es ist nun jedoch zu berücksichtigen, dass diese Gesamtfläche auch die offenen Wasserflächen, die schon über die Arealstatistik erfasst werden, und einige Nichtauenflächen enthält. Da aus den Unterlagen aber jeweils hervorgeht, wie sich die Fläche der einzelnen Auen-Objekte auf Teilflächen aufteilt (Hartholzau, Weichholzau, gehölzfreie Aue, vegetationslos, Wasserfläche, Nichtauengebiet), ist es möglich, von dieser Fläche die Wasserfläche und das Nichtauengebiet zu subtrahieren. Bei den alpinen Schwemmebenen und bei den Perimetervergrößerungen, wo die vorgenannten Teilflächen nicht verfügbar sind, nahmen wir einen dem Mittel der übrigen Flächen entsprechenden Anteil von 15.4% Wasserfläche an.

Als Ergebnis ergibt sich eine Zusatzfläche für Positionen f) und g) von 11'803 ha.

2.3.6 Gegenwärtige Fläche der Fliessgewässer-Auen in der Schweiz

Die gegenwärtige Fläche der Fliessgewässer-Auen in der Schweiz ergibt sich als Summe der in den Abschnitten 2.3.1 bis 2.3.5 aufgeführten Flächen:

31'732 ha (Arealstatistik) +4600 ha (Fliessgewässer mit Breite unter 6 Metern im bestockten Bereich und unter den Baumkronen von Feldgehölzen) +11'803 ha (Auenwälder und unbestockte Auen) = 48'135 ha.

2.4 Abschätzung der Fläche der Fliessgewässer-Auen im Referenzzeitpunkt

Die Fläche der Fliessgewässer-Auen im historischen Referenzzeitpunkt (Mitte 19. Jh.) ergibt sich nun aus der vorstehend ermittelten Fläche der gegenwärtigen Fliessgewässer-Auen, zuzüglich des in Abschnitt 2.2.2 auf die Gesamtfläche der Schweiz hochgerechneten Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen. Die so ermittelte Fläche der Fliessgewässer-Auen im Referenzzeitpunkt steht in Tab. 2-8.

Tab. 2-8: Abschätzung der Fläche der Fliessgewässer-Auen im Referenzzeitpunkt

	Fliessgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt (Mitte 19. Jh.)t
Mittelwert	81'076 ha + 48'135 ha = 129'211 ha
Obergrenze 95% Vertrauensintervall	110'425 ha + 48'135 ha = 158'560 ha
Untergrenze 95% Vertrauensintervall	51'727 ha + 48'135 ha = 99'862 ha

Setzt man den Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen ins Verhältnis zur geschätzten Fläche der Fliessgewässer-Auen im Referenzzeitpunkt, so erhält man den geschätzten relativen Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen (vgl. Tab. 2-9). Dieser beträgt gut 60%. Für die Werte des 95%-Vertrauensintervalls erhält man Werte von ca. 50 bis 70%.

Tab. 2-9: Geschätzter relativer Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen

	Relativer Rückgang Fliessgewässer-Auenflächen seit Mitte 19.Jh.
Mittelwert	81'076 ha / 129'211 ha = 62.7%
Obergrenze 95%-Vertrauensintervall	110'425 ha / 158'560 ha = 69.6%
Untergrenze 95%-Vertrauensintervall	51'727 ha / 99'862 ha = 51.8%

Im Folgenden wollen wir uns zur Plausibilitätsbeurteilung der Zahlen von Tab. 2-8 eine Vorstellung über den möglichen Maximalwert für die Fliessgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt verschaffen. Hierzu bietet sich an, die aus

topographischer oder geologischer Sicht maximal möglichen Fliessgewässer-Auenflächen aus Bodenkarten oder Geologischen Karten herauszumessen.

Die Bodenkarte 1:500'000, Blatt 7a** des Atlas der Schweiz (IMHOF, 1965–1978), enthält Angaben über Bodeneinheiten, welche zu irgendeinem Zeitpunkt Auenvegetation als natürlichen Bewuchs getragen haben dürften: Fluvisol im Mittelland bis 700 Meter, Sandige saure Braunerde im Wallis und Tessin, Roh-Fluvisol in Zentralalpentälern bis 1500 Meter und Gley. Die Totalfläche Schweiz dieser vier Bodeneinheiten ist im Text zum Atlasblatt mit 1990 km² oder 199'000 Hektaren angegeben. Diese Flächensumme enthält nicht die Oberfläche der Fliessgewässer der Schweiz, die definitionsgemäss ebenfalls zur Fliessgewässer-Auenfläche gehört. Für diese Fliessgewässer-Oberfläche kann als Schätzwert die gegenwärtige Fläche der Landnutzungs-kategorie «Fliessgewässer» (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 1992) aus der Arealstatistik der Schweiz mit rund 32'000 Hektaren (BUNDESAMT FÜR STATISTIK, 2002) eingesetzt werden. Dies führt zu einem denkbaren Maximalwert der historischen Ausdehnung von Fliessgewässer-Auen in der Schweiz von rund 230'000 Hektaren. Die von uns berechnete Obergrenze gemäss Tab. 2-8 liegt mit 158'560 ha deutlich unter diesem Maximalwert und muss damit nicht als übertrieben hoch verworfen werden.

Zusätzlich hat das Bundesamt für Wasser und Geologie auf unser Ersuchen eine GIS-Berechnung des Umfanges der Alluvialebenen der Schweiz auf Basis der Geologischen Karte der Schweiz 1:500'000 (SCHWEIZERISCHE GEOLOGISCHE KOMMISSION, 1980) vorgenommen und uns das entsprechende Ergebnis von rund 290'000 Hektaren am 20.7.2001 per E-Mail mitgeteilt. Dabei wurde vom Bundesamt für Wasser und Geologie am 30.8.2001 per E-Mail bestätigt, dass folgende schweizerische Flächen in die Berechnung einbezogen worden waren:

- Die rezenten Alluvialflächen, d.h. die nacheiszeitlich vom Flussgeschiebe gebildeten Talböden, wobei hier auch zu einem kleinen Teil noch würmeiszeitliche Schüttungen inbegriffen sind (Farbe weiss auf den geologischen Karten)
- Die Oberflächen der entsprechenden Flussläufe
- Die in den Talebenen liegenden Torfflächen (Kartensignatur braune horizontale Striche)
- Die in den Talebenen liegenden Ried/Sumpfflächen (Kartensignatur schwarze horizontale Striche)
- Der flachere untere Teil der von den seitlichen Talhängen in die Talebenen hinein ragenden Schuttkegel (Kartensignatur schwarze, trompetenartig ausfächernde Striche oder Pünktlein)
- Die auf den vorstehenden Flächen entstandenen Siedlungs- und Verkehrsflächen.

Nicht einbezogen wurden jedoch:

- Die Flächen im Talgrund, auf die Bergstürze gefallen sind (Kartensignatur schwarze Punkte)
- Die steilen Wurzelzonen der von den seitlichen Talhängen in die Talebene hinein ragenden Schuttkegel.

- Die Flächen der an die Talböden anschliessenden Seen, wie Bodensee, Zürichsee, etc.

Da in dieser Flächenbestimmung klare Nicht-Auenflächen (Torfgebiete, nicht mit den Fliessgewässern zusammenhängende Sümpfe) sowie die Fliessgewässerflächen innerhalb der Alluvialebenen inbegriffen sind, darf die entsprechende Fläche von 290'000 Hektaren auch ohne Hinzurechnung von Fliessgewässerflächen ausserhalb der Alluvialebenen als Maximalwert für die historische Ausdehnung der Fliessgewässer-Auenflächen angenommen wurden. Dabei handelt es sich hier ohne Zweifel um eine sehr weit gezogene Maximalgrenze. Die Obergrenze unserer Berechnungen gemäss Tab. 2-8 liegt erheblich unter dieser weit gezogenen Maximalgrenze und ist damit nicht unplausibel.

Aus den vorstehenden Analysen der Bodenkarte 1:500'000 der Schweiz (IMHOF, 1965–1978) und der Geologischen Karte 1:500'000 der Schweiz (SCHWEIZERISCHE GEOLOGISCHE KOMMISSION, 1980) ergibt sich demnach, dass die Ausdehnung der Fliessgewässer-Auenflächen der Schweiz im historischen Referenzzeitpunkt sicher unterhalb von 230'000–290'000 Hektaren lag. Damit könnte der in Tab. 2-9 ermittelte relative Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen einen theoretischen Grenzwert von rund 80% keinesfalls überschreiten (vgl. Tab. 2-10). Die Ausdehnung der historischen Fliessgewässer-Auenflächen lag aus dem Grunde sicher unterhalb dieser Grenze, weil geologische Karten und Bodenkarten die Aussage machen, wo solche Auenflächen zu irgendeinem Zeitpunkt existierten im Zeitraum ab Ende der letzten Eiszeit bis heute. Selbstverständlich haben diese Auenflächen zu keinem Zeitpunkt alle gleichzeitig bestanden. Am Beispiel gezeigt: Im Fall des St. Gallischen Rheintals wurde die Breite des oberflächennahen Ablagerungsmaterials des Alpenrheins auf Höhe Lustenau, Höhe Diepoldsau, und Höhe Mäder (HAIDVOGL & EBERSTALLER, 1997, S.12, Abb. 4.3), mit der aus der Eschmannkarte (ESCHMANN, 1851–1856) abschätzbaren Auenbreite verglichen. Es zeigte sich in diesen Fällen, dass die Auenbreite gemäss geologischen Querprofilen ein Mehrfaches beträgt von der aus der Eschmannkarte (ESCHMANN, 1851–1856) ableitbaren Breite. Das ist damit erklärbar, dass der Alpenrhein im Verlauf der Jahrtausende seinen Lauf innerhalb des Querprofils des Rheintals immer wieder geändert und dabei überall seine Sediment-Spuren hinterlassen hat. Die Situation des Flusses und seiner Überschwemmungsflächen Mitte 19. Jahrhundert gemäss Eschmann-Karte ist in diesem Sinne nur eine Momentaufnahme.

Tab. 2-10: Denkbare Maximalwert für die Fliessgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt und deren Rückgang

	Bodenkarte 1:500'000	Geologische Karte 1:500'000
Fliessgewässer-Auenflächen im Referenzzeitpunkt	230'000 ha	290'000 ha
Rückgang Fliessgewässer-Auenflächen absolut	230'000 ha - 48'135 ha = 181'865 ha	290'000 ha - 48'135 ha = 241'865 ha
Rückgang Fliessgewässer-Auenflächen relativ	181'865 ha / 230'000 ha = 79.1%	241'865 ha / 290'000 ha = 83.4%

Als Vergleich dazu: (KUHNS & AMIET, 1988a, S. 20) schätzten den Rückgang, ausgehend vom natürlichen Zustand, auf 90%. Diese Schätzung liegt oberhalb des in Tab. 2-10 bestimmten denkbaren Maximalwerts und dürfte daher zu gross sein. Demgegenüber wird die Schätzung Kuhn&Amiet jedoch realistisch, falls sie sich auf den Rückgang der *Landflächen* der Fliessgewässer-Auen bezog:

Den relativen Rückgang der *Landflächen* der Fliessgewässer-Auen (also ohne die auf der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 blau eingezeichneten Flächen) haben wir hier mit der vereinfachenden Annahme geschätzt, dass die eigentliche Wasserfläche seit Mitte 19. Jh. ungefähr konstant geblieben sei. Von dieser Annahme ausgehend setzten wir den ‚Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen‘ ins Verhältnis zur Summe von ‚Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen‘ und ‚gegenwärtige Fliessgewässer-Auenflächen exklusive Wasserfläche‘. Der letztgenannte Term ergibt gemäss Abschnitt 2.3.5 eine Fläche von 11'803 ha. Als Ergebnis resultierten dann für den relativen Rückgang der *Landflächen* der Fliessgewässer-Auen seit Mitte 19. Jahrhundert Werte zwischen 80 und 90% (vgl. Tab. 2-11).

Tab. 2-11: Geschätzter relativer Rückgang der *Landflächen* der Fliessgewässer-Auen

	Relativer Rückgang Fliessgewässer-Auenflächen seit Mitte 19.Jh., ohne Wasserfläche
Mittelwert	81'076 ha / (81'076 ha + 11'803 ha) = 87.3%
Obergrenze 95%-Vertrauensintervall	110'425 ha / (110'425 ha + 11'803 ha) = 90.3%
Untergrenze 95%-Vertrauensintervall	51'727 ha / (51'727 ha + 11'803 ha) = 81.4%

Um die Bedeutung der Fliessgewässer-Auen für die Artenvielfalt auch im Vergleich mit den übrigen Flächen beurteilen zu können, wurde zudem der Anteil der gegenwärtigen und der historischen Fliessgewässer-Auenflächen an der Gesamtfläche der Schweiz bestimmt. Dieser Anteil ist von gut 3 Prozent in der Mitte 19. Jahrhunderts auf einen gegenwärtigen Wert von gut 1 Prozent zurückgegangen (vgl. Tab. 2-12).

Tab. 2-12: Geschätzter Anteil der Fliessgewässer-Auenflächen heute und im Referenzzeitpunkt

	Anteil Fliessgewässer-Auenflächen an Fläche der Schweiz heute	Anteil Fliessgewässer-Auenflächen an Fläche der Schweiz Referenzzeitpunkt Mitte 19.Jh.
Mittelwert	48'135 ha / 41'293 km ² = 1.2%	129'211 ha / 41'293 km ² = 3.1%
Obergrenze 95%-Vertrauensintervall	-	158'560 ha / 41'293 km ² = 3.8%
Untergrenze 95%-Vertrauensintervall	-	99'862 ha / 41'293 km ² = 2.4%

3 Erkannte Schadwirkung an nicht-menschlichem Leben wegen Rückgang der Auenflächen

3.1 Wie kann man Schaden an nicht-menschlichem Leben ausdrücken?

Die Schädigung nicht-menschlichen Lebens kommt nach allgemeiner Auffassung dadurch zum Ausdruck, dass die schädigende Ursache eine Reduktion der biologischen Vielfalt in der natürlichen Umwelt der Menschen bewirkt. Im Übereinkommen des UNEP über die biologische Vielfalt, abgeschlossen in Rio de Janeiro am 5.6.1992, anerkennen die UN-Mitgliedstaaten den Wert der biologischen Vielfalt; in Artikel 2 dieses Abkommens wird weiter präzisiert, dass die biologische Vielfalt (Biodiversität) drei Ebenen beinhaltet, nämlich «die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme» (RIO, 1992). Nach vorherrschendem Sprachgebrauch ist

- die Vielfalt *innerhalb* der Arten gleichbedeutend mit «genetische Diversität»
- die Vielfalt *zwischen* den Arten gleichbedeutend mit «Arten-Diversität»
- die Vielfalt der *Ökosysteme* gleichbedeutend mit «Ökosystem-Diversität».

Um das Ausmass des Schadens an nicht-menschlichem Leben quantitativ zu erfassen, zu überwachen und mit Ursachen verknüpfen zu können, wäre es wünschenswert, das Ausmass der drei vorgenannten Diversitäten über die ganze Erdoberfläche und zu verschiedenen Zeitpunkten zu registrieren. Dies ist aber mindestens vorläufig nicht möglich, weil die Vielfalt nicht-menschlichen Lebens, auch wenn sie rückläufig ist, doch noch eine Grösse aufweist, die sich der vollständigen Erfassung und Überwachung entzieht. Gemäss (UNEP, 2000, S.16) beläuft sich die Zahl der bekannten und beschriebenen Arten aus den 5 Reichen Pflanzen, Pilze, Tiere, Algen/Protozoen und Bakterien auf etwa 1.75 Millionen, und es wird geschätzt, dass die irdische Biosphäre unter Mitberücksichtigung der noch nicht bekannten Arten etwa 14 Millionen Arten beherbergt. Die Kenntnisse über die vorhandenen Arten sind also recht unvollständig. Im Vergleich dazu ist freilich die Unvollständigkeit des gegenwärtigen Wissens noch viel ausgedehnter in Bezug auf die genetische Diversität innerhalb jeder Art sowie in Bezug auf die Diversität der Ökosysteme, in welche die Arten eingebunden sind.

Man kann derzeit also nur eine quantitative Aussage über Stand und Entwicklung der Biodiversität machen, wenn man als Repräsentant des Ganzen einen Teilbereich nicht-menschlichen Lebens auswählt. Dieser Teilbereich soll sich dadurch auszeichnen, dass einerseits in diesem Teilbereich ausreichendes Wissen zur Verfügung steht, und andererseits vermutet werden darf, die Entwicklung in diesem Teilbereich sei repräsentativ für das unbekanntes Ganze. In der Praxis besteht die Tendenz, Veränderung der Biodiversität repräsentativ zu erfassen durch Beschränkung auf die Arten-Diversität (UNEP, 2000, S.12), wobei man sich in der Regel auf eine ausgewählte Teilmenge der Arten konzentrieren muss. Im Bereich der Ökotoxikologie wählt man für die Prüfung von Effekten toxischer Emissionen Arten-Sets aus, welche einen möglichst repräsentativen Querschnitt durch das ganze taxonomische System nicht-menschlichen Lebens darstellen (SETAC, 2002, Kapitel 6). Wenn demgegenüber der Einfluss von Landnutzung auf die Biodiversität untersucht

wird, so ist eine Konzentration auf die Arten-Diversität der Gefässpflanzen festzustellen (SETAC, 2002, Kapitel 2).

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit Landnutzung in potenziellen Überschwemmungsflächen von Flüssen, welche ein weiteres Wirken der natürlichen Dynamik des Fliessgewässers auf seine potenzielle Überschwemmungsfläche verhindern will. Die Auswirkung solcher Landnutzung auf die Biodiversität wird daher hier, wie in ähnlichen Arbeiten über Landnutzung, an der Artendiversität der Gefässpflanzen gemessen. Abgesehen von der Üblichkeit dieses Vorgehens können die folgenden Gründe für die Wahl der Gefässpflanzen (umfassend Blütenpflanzen und Farne) als Repräsentanten des ganzen nicht-menschlichen Lebens geltend gemacht werden:

- die Gefässpflanzen sind weltweit zu einem sehr hohen Grade bekannt und beschrieben; nur bei den Wirbeltieren kann man einen ebenso hohen Grad der wissenschaftlichen Erfassung feststellen (UNEP, 2000, S. 16, 34).
- in einem bestimmten Perimeter sind Gefässpflanzen relativ leicht auffindbar, weil sie im Gegensatz zu Tieren ortsfest sind; das bedeutet, dass die raumbezogenen Daten über das Vorkommen von Gefässpflanzen verhältnismässig zuverlässig und vollständig sind. Der Bezug zwischen den Eigenschaften einer Fläche und dem Vorkommen der Gefässpflanzen auf dieser Fläche ist enger als bei den Tieren.
- Das Vorkommen von Gefässpflanzen in bestimmten Regionen ist nicht nur für die Gegenwart, sondern auch für zeitlich zurückliegende Zeitpunkte vergleichsweise gut dokumentiert. Es besteht also die Möglichkeit, Veränderungen dieses Vorkommens auf der Zeitachse mit der Veränderung von verursachenden Grössen in Zusammenhang zu bringen.
- Gefässpflanzen spielen im terrestrischen Bereich eine zentrale Rolle als Überträger von Sonnenenergie zu den übrigen Arten. Wenn die Diversität der Gefässpflanzen abnimmt, dann überträgt sich diese Diversitätsabnahme auch auf die anderen Arten, denen sie Nahrung oder Unterschlupf bieten.
- Überdies wurde nachgewiesen, dass die Artendiversität der Gefässpflanzen eines Gebiets deutlich mit der Artendiversität mehrerer anderer taxonomischer Gruppen desselben Gebiets korreliert (DUELLI & OBRIST, 1998).

Zahlenmässige Angaben über Arten-Diversität beziehen sich immer auf einen bestimmten Zeitpunkt sowie auf einen bestimmten räumlichen Bereich: etwa auf die ganze Erdoberfläche, auf die Fläche eines Landes oder die Fläche einer enger umgrenzten Region.

Zwecks quantitativer Bestimmung der Arten-Diversität von Gefässpflanzen eines räumlichen Bereichs wird zu einem bestimmten Zeitpunkt untersucht, welche Arten in diesem Bereich vorkommen, und ob die vorgefundene Häufigkeit des Vorkommens einer Art auf deren Gefährdung schliessen lässt. Hierzu ist ein international anerkanntes System der Gefährdungsstufen verfügbar (IUCN, 2001).

Das Ausmass der Gefässpflanzen-Artendiversität in einem Gebiet kann unter diesen Umständen ausgedrückt werden in der Summe der vorkommenden Arten dieses

Gebiets, mit Gruppierung nach Gefährdungsstufe. Das Summieren über die Arten führt zur Frage, ob man die Arten ungewichtet summieren dürfe, oder ob es abgesehen von der Gefährdungsstufe «wichtige» und «weniger wichtige» Arten von Gefässpflanzen gebe. Diese Frage wird in der Literatur normalerweise nicht explizit gestellt oder beantwortet. Man kann indessen feststellen, dass es gängige Praxis ist, das Ausmass der Arten-Diversität durch Summieren vorkommender Arten, gesamt- haft oder gruppiert nach Gefährdungs-Code, darzustellen, siehe beispielsweise (UNEP, 2000; LANDOLT, 1991). Dieses ungewichtete Summieren vorkommender Arten bringt wohl die Meinung zum Ausdruck, dass den Arten ein intrinsischer Wert zukommt, der unabhängig ist von der zu einem bestimmten Zeitpunkte herrschenden Wertschätzung einer bestimmten Art durch die menschliche Gesellschaft.

Aufgrund der vorstehenden Betrachtungen wird in dieser Arbeit das quantitative Ausmass der Biodiversität in der Form der Zählung der vorkommenden Arten von Gefässpflanzen in einem umgrenzten Gebiet und zu einem bestimmten Zeitpunkt ausgedrückt. Ausdruck eines eingetretenen Schadens an nicht-menschlichem Leben in diesem räumlichen Bereich ist demnach, wenn das Total der Zählung, unter Berücksichtigung der Gefährdungsstufen, im Vergleich zu einer zeitlich früher liegenden gleichartigen Zählung, abgenommen hat.

3.2 Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen als Ursache der Gefährdung von Gefässpflanzen-Arten

Zur Gefährdung der Gefässpflanzen-Arten in der Schweiz haben viele Ursachen geführt; diese Ursachen sind vor allem innerhalb der letzten 100 Jahre (LANDOLT, 1991, S.14) wirksam geworden. LANDOLT (1991, S.15–19) nennt als wichtige Ursachen aus heutiger Sicht:

- Verbauung von Hängen und Flüssen sowie Seeregulierungen als Abwehr von Naturgefahren
- Bauliche Nutzung
- Beeinflussung der Gewässer durch Energieerzeugungsanlagen
- Luft- und Gewässerverschmutzung
- Rationalisierung in Land- und Forstwirtschaft

In der vorliegenden Arbeit interessieren wir uns speziell für die Frage, inwieweit der Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen in der Schweiz während der letzten 150 Jahre für die heute konstatierte Gefährdung der Gefässpflanzen-Arten als Ursache zu identifizieren ist. Für die festgestellte Gefährdung einer bestimmten Art ist jedoch vielfach nicht eine einzige Ursache verantwortlich; sondern zwei oder mehr Ursachen können zusammenwirken. Die Frage der Verursachung der Arten-gefährdung bei Auen-abhängigen Gefässpflanzen wird weiter unten in Abschnitt 4.1 detaillierter behandelt.

3.3 Vorgehen für die Bestimmung der Gefässpflanzen-Arten, die hauptsächlich aufgrund des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen gefährdet sind

Die hauptsächlich aufgrund des Rückgangs der Flächen der Fliessgewässer-Auen gefährdeten Pflanzenarten wurden in drei Arbeitsschritten ermittelt:

- In Schritt 1 wurden die von Auen-Standorten abhängigen Pflanzengesellschaften identifiziert.
- In Schritt 2 wurden die zu diesen Pflanzengesellschaften gehörenden auf schweizerischer Ebene gefährdeten Gefässpflanzen-Arten identifiziert.
- In Schritt 3 wurde für jede dieser gefährdeten Gefässpflanzen-Arten zusätzlich geprüft, ob der Rückgang der Auenflächen hauptsächlich als Gefährdungsursache angenommen werden kann.

Für Schritt 1 diente die ‚Schematische Darstellung der Vegetation Mitteleuropas‘ von (KUHN, 1987) als Grundlage. Dort sind die Verbände mit obligat in Auen vorkommenden, in anderen Naturlandschaften weitgehend fehlenden Assoziationen speziell gekennzeichnet. Für diese wurden anhand von (DELARZE et al., 1999) die zugehörigen Lebensräume aufgelistet. Da gemäss Definition (vgl. Abschnitt 2.1.1) auch das eigentliche Wasserbett zu den Fliessgewässer-Auen gehört, wurden die in (DELARZE et al., 1999) aufgeführten Lebensräume der Fliessgewässer und verbundenen Stillgewässer mitberücksichtigt. Dabei wurde auf die Differenzierung zwischen Fliessgewässer-Auen und See-Auen verzichtet, da der Rückgang der von den Flüssen beeinflussten Auen auch zu einem Rückgang von Auen stehender Gewässer geführt hat, weil natürliche Flüsse sich eben dadurch auszeichneten, dass in ihrem Wirkungsbereich die Fliessgeschwindigkeit des Wassers ganz unterschiedliche Werte annahm: Während im Zentrum des Hauptarms die Fliessgeschwindigkeit ein Maximum annahm, konnte in Nebenarmen über längere Zeit die Fliessgeschwindigkeit gegen Null absinken, sodass See-ähnliche Verhältnisse entstanden.

Für Schritt 2 wurde die in (DELARZE et al., 1999) dargestellte Verknüpfung zwischen Art und Lebensraum verwendet. Dort ist eine alphabetische Liste von 3214 Pflanzenarten (davon 2610 Gefässpflanzen) vorhanden (DELARZE et al., 1999, S. 381–401), die pro Pflanzenart nicht nur die Nummern der Lebensraum-Einheiten enthält, in denen sie vorkommt, sondern zusätzlich eine Markierung mit Stern im Fall der Gefährdung im Raum Schweiz. Es wurden nun aus dieser Delarze-Liste zunächst einmal schematisch alle Gefässpflanzen-Arten herausgezogen, die einerseits mit Stern versehen sind und bei denen andererseits wenigstens eine der angeführten Lebensraum-Einheiten ein Auen-Lebensraum im Sinn von Schritt 1 ist. Diese automatische Vor-Selektion ergab eine Liste von 172 Arten, welche in der Folge positionsweise nach folgenden Gesichtspunkten nachbearbeitet wurde:

- Elimination von Arten, die im Gegensatz zur Stern-Kodierung bei Delarze aus heutiger Sicht nicht als gefährdet gelten: Als Grundlage für das Vorliegen von Gefährdung wurde die neueste Liste der in der Schweiz gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (ZDSF, 2002), in Verbindung mit der IUCN-Liste der Gefährdungstatus-Stufen (IUCN, 2001) verwendet. Wenn eine Art in (ZDSF,2002)

mit IUCN-Status LC (Least Concern – nicht gefährdet), DD (Data Deficient – ungenügende Datengrundlage), NE (not evaluated – nicht beurteilt) gekennzeichnet ist oder dort gar nicht aufgeführt ist, so wurde diese Art aus unserer Vorselektions-Liste eliminiert. Die auf diese Weise ausgeschiedenen 8 Arten sind in Anhang A 4.1 und A 4.2 tabelliert.

- Elimination von Arten, die nicht als Bestandteil der schweizerischen Flora gelten können, weil sie gemäss botanischer Spezialliteratur (HESS et al., 1976–1980; LAUBER und WAGNER, 2001) adventiv sind in dem Sinne, dass sie erst in neuester Zeit aus dem Ausland eingeschleppt wurden oder aus Gärten verwildert sind. Im Gegensatz zu Arten, die schon vor Jahrhunderten oder noch früher im Gebiet der Schweiz eintrafen und mittlerweile zum natürlichen Bestand dieses Gebiets gezählt werden, sind diese neu-adventiven Arten unter den biogeographischen Bedingungen der Schweiz in der freien Natur möglicherweise langfristig gar nicht überlebensfähig, sodass ihre allfällig feststellbare «Gefährdung» ein natürlicher Selektionsprozess sein könnte, der keine anthropogene Ursache hat. Unter diesem Titel wurden 7 Arten aus der Vorselektions-Liste eliminiert, die in Anhang A 4.3 angeführt sind.
- Elimination von Arten, die gemäss (DELARZE et al., 1999) nicht nur in Lebensraum-Einheiten des Auenbereichs vorkommen, sondern zusätzlich auch in anderen Lebensräumen, die in der Schweiz jetzt und in absehbarer Zukunft ausreichend vorhanden sind, sodass die Gefährdung dieser Arten eine andere Ursache als den Rückgang der Auenflächen haben muss. Unter diesem Titel wurden 4 Arten eliminiert, die in Anhang A 4.4 angeführt sind.

Als Ergebnis dieser positionsweisen Überprüfung unsere Vorselektions-Liste verbleiben 153 Arten von Gefässpflanzen, die zur Schweizer Flora gehören, die nach neuester Beurteilung als gefährdet gelten müssen, und deren Gefährdung im Wesentlichen auf den Rückgang der Auen-Lebensräume zurückführbar ist. Diese Arten sind in Anhang A 4.5 tabelliert.

In Schritt 3 wurden die 153 Arten der bereinigten Liste Anhang A 4.5 durch Konsultation der Spezialliteratur (HESS et al., 1976–1980; LAUBER und WAGNER, 2001; OBERDORFER, 2001) noch in 3 Untergruppen unterteilt mit verschiedenen hochgradiger Abhängigkeit von den Auen-Lebensraumtypen:

- Auen-abhängige Arten im engsten Sinne: Diese Arten sind für das Überleben ausschliesslich auf Lebensräume der Fliessgewässer-Auen angewiesen. Das sind 32 Arten. Sie sind in der Liste im Anhang A 4.5 mit dem Code A versehen.
- Bedingt Auen-abhängige Arten, d.h. Arten, die zwar auch in gewissen Lebensräumen ausserhalb der Auen vorkommen können, die aber für das Überleben in der Schweiz im Wesentlichen auf ausreichend grosse und funktionierende Fliessgewässer-Auen angewiesen sind. Das sind 19 Arten. Sie sind in der Liste im Anhang A 4.5 mit dem Code B versehen.
- Arten, deren Überleben durch Verfügbarstellung von ausreichend grossen und funktionierenden Fliessgewässer-Auen gesichert werden könnte, alternativ aber auch durch grossflächige Aufrechterhaltung der *traditionellen* landwirtschaftlichen Kulturlandschaft als anthropogenes Ersatzbiotop. Denn diese Arten kom-

men auch vor in Landschaftselementen wie Brachen, Ackerfurchen, Wegrändern, Feldwegen, Feldgehölzen, Waldrändern, Gräben, Streuwiesen, Quellfluren. Wir gehen hier jedoch davon aus, dass angesichts des Rationalisierungsdrucks auf die Landwirtschaft solche Elemente der traditionellen Kulturlandschaft nicht in grösserem Mass aufrechterhalten oder gar wiederhergestellt werden können. Das heisst, dass eine Sicherung des Überlebens dieser Pflanzenarten realistischere Weise als von den Reaktivierung der Fliessgewässer-Auen abhängig betrachtet werden muss. Es handelt sich hier um 102 Arten. Sie sind in der Liste im Anhang A 4.5 weder mit Code A noch mit Code B versehen.

Wir halten es für angemessen, alle 3 Untergruppen, d.h. die Gesamtheit der 153 Arten von Liste Anhang A 4.5 als in dem Sinne Auen-abhängig zu betrachten, dass die Beseitigung ihrer derzeit bestehenden Gefährdung praktisch nur durch eine Wiederannäherung der Situation der Fliessgewässer-Auenräume an die Situation um Mitte 19. Jahrhundert realisiert werden kann.

Die Verteilung dieser Arten auf die verschiedenen von Fliessgewässern abhängigen Lebensräume ist in Anhang A 4.6 zusammengestellt. Gefässpflanzen-Arten, die in zwei Auen-abhängigen Lebensräumen vorkommen, wurden in jedem der beiden Lebensräumen mit 0.5 gezählt. In Anhang A 4.7 ist zusätzlich noch die Verteilung dieser 153 von Fliessgewässer-Auen abhängigen Gefässpflanzen-Arten auf die Gefährdungsgrade nach IUCN (2001) dargestellt.

In der Liste von (DELARZE et al., 1999) sind insgesamt 546 Gefässpflanzen-Arten (gefährdete plus nicht-gefährdete Arten) aufgeführt, bei denen wenigstens eine der angeführten Lebensraum-Nummern ein Auen-Lebensraum im Sinne unseres Schritts 1 ist. Uns liegt jedoch auch eine Liste von (ROULIER, 2002) vor, in der 1056 Gefässpflanzen-Arten (gefährdete plus nicht-gefährdete Arten) aufgeführt sind, die in Auen vorkommen. Wir gehen davon aus, mit dem vorstehenden, auf DELARZE basierenden Verfahren die Anzahl der wegen Auen-Rückgang gefährdeten Gefässpflanzen in adäquater Weise festgelegt zu haben. Hingegen kommen wir zum Schluss, dass die Liste von (DELARZE et al., 1999) bezüglich der gegenwärtig nicht gefährdeten Arten im Auenbereich nicht vollständig ist. Wenn wir in den folgenden Kapiteln 4 und 5 eine Angabe über das Total der in Fliessgewässer-Auen vorkommenden Gefässpflanzen unabhängig von ihrer Gefährdung benötigen, werden wir die als vollständig beurteilte Liste von (ROULIER, 2002) benutzen.

4 Erforderliche Ausdehnung der Fliessgewässer in der Schweiz aus Sicht der Artendiversität

Heute ist weitgehend anerkannt, dass die Einengung und Kanalisierung der Fliessgewässer in der Schweiz zu weit getrieben wurde und dass schon zum Zwecke des Abbaus von bedrohlichen Hochwasserspitzen zusätzlich überschwemmbar Flächen geschaffen werden müssen. Entsprechende Einzelprojekte stehen an mehreren Flüssen in Planung oder Ausführung. Hier soll nun jedoch die Frage verfolgt werden, was für einen flächenmässigen Gesamtumfang diese Aufweitungen der Flussläufe annehmen müssen, wenn das Ziel des Abbaus der Gefährdung Auenabhängiger Arten im Blickfeld steht: Welcher Prozentsatz der potenziellen Fliessgewässer-Auenfläche, d.h. der vor anderthalb Jahrhunderten noch bestehenden und seither verschwundenen Fliessgewässer-Auenfläche, muss zur Erreichung dieses Ziels renaturiert werden?

4.1 Die Abhängigkeit der Arten-Diversität von der Ausdehnung der Fliessgewässer-Auen in der Schweiz

In den Kapiteln 2 und 3 ist für das Gebiet der Schweiz der Rückgang der Fliessgewässer-Auenflächen seit der Mitte des 19. Jahrhunderts abgeschätzt worden, und dieser Rückgang ist in Zusammenhang gebracht worden mit der Anzahl der heute als gefährdet (Gefährdungsstufen EX, EW, RE, CR, EN, VU, NT) klassifizierten und gleichzeitig auf Fliessgewässer-Auen als Lebensraum angewiesenen Gefässpflanzen-Arten. Dabei wurde angenommen, um 1850 habe eine derartige Gefährdung praktisch noch nicht bestanden.

Die Frage, ob wirklich ein ursächlicher Zusammenhang besteht zwischen einer sinkenden räumlichen Ausdehnung von Lebensräumen und der steigenden Gefährdung von Pflanzenarten dieser Lebensräume, bedarf indessen einer weiteren Überprüfung: Denkbar wäre ja, dass die in Kapitel 3 festgestellte Gefährdung Auenabhängiger Arten zwar innerhalb des gleichen Zeitraums eintrat wie der in Kapitel 2 festgestellte Rückgang der Auenflächen, ohne dass aber dabei die zweitgenannte Veränderung Ursache der erstgenannten Veränderung wäre. Falls ein entsprechender Kausalzusammenhang begründet werden kann, so ist weiter die Form dieses Zusammenhangs von Interesse. Auf diese Fragen soll nachstehend ausführlicher eingegangen werden.

In der Biologie ist dem Zusammenhang zwischen der Ausdehnung und Struktur von Lebensräumen einerseits und der Artenvielfalt andererseits seit Jahrzehnten grosse Aufmerksamkeit geschenkt worden. Die entsprechenden Zusammenhänge sind unter Bezugnahme auf die biologische Originalliteratur umfassend dargestellt beispielsweise in (BROGGI U. SCHLEGEL, 1989, S.48–65), sodass es sich erübrigt, sie hier im Einzelnen zu wiederholen.

Wir konzentrieren uns demgegenüber auf einige für die vorliegende Arbeit wichtige Erkenntnisse:

- Isolierte und kleinflächige Lebensräume («Inseln») weisen weniger Arten auf als vernetzte, grossflächige Lebensräume. Für die langfristige Erhaltung einer Art

ist ein artspezifisches Minimum der Populationsgrösse erforderlich, was eine entsprechende minimale Grösse des verfügbaren Lebensraums bedingt. Daraus ergibt sich, dass die Aussterbewahrscheinlichkeit für immer mehr Arten ein kritisches Ausmass erreicht, wenn der Lebensraum kleiner und kleiner wird. Und je isolierter ein Lebensraum ist, umso weniger kann dieses Aussterben durch Einwanderung kompensiert werden, sodass die Artenzahl bei kleineren und zugleich relativ isolierten «Inseln» gering ist.

- Eine erhöhte Aussterbe-Wahrscheinlichkeit einer Art bedeutet nicht, dass die Art kurzfristig ausstirbt, sobald die Aussterbe-Wahrscheinlichkeit infolge von Änderungen bei den verursachenden Faktoren ansteigt. Das effektive Aussterben einer Art ist vielmehr zeitverzögert zu erwarten, falls eine erhöhte Aussterbe-Wahrscheinlichkeit über Jahre oder Jahrzehnte angedauert hat. Dabei können Populationsrückgänge und Schrumpfen des Verbreitungsgebietes als Zwischenstadien erkennbar sein.
 - Als «Inseln» sind in diesem Zusammenhange nicht nur Landflächen zu verstehen, die allseits vom Wasser umgeben sind, sondern im weiteren Sinne auch relativ naturnahe Lebensräume, die von intensiver genutzten, für viele Arten lebensfeindlichen Flächen umgeben sind, z.B. von Siedlungsflächen und Ackerland. In diesem Sinne können also natürliche und naturnahe Fliessgewässer-Auen als «Inseln» betrachtet werden, die von stark anthropogen geprägtem Land umgeben sind. Die Artenzahl ist dabei grösser, wenn die Auenflächen grösser sind.
 - Wenn mehrere «Inseln» nicht zu weit von einander entfernt sind, sodass eine gewisse Verbindung zwischen ihnen (Samentransport, Wanderung von Individuen, etc.) für viele Arten noch möglich ist, so können diese «Inseln» näherungsweise auch als eine einzige «Gesamt-Insel» betrachtet werden. Für die Auengebiete der Schweiz fällt eine solche Aggregation vor allem innerhalb zusammenhängender Fluss-Systeme in Betracht: Die Gesamtfläche der Auengebiete kann dann als massgeblich für die Gesamtzahl der in ihnen lebenden Arten angesehen werden.
 - Lebensräume mit vielfältiger Strukturierung («Mosaik») weisen mehr Arten auf als homogene Lebensräume. Denn je stärker die Lebensbedingungen von Ort zu Ort variieren, desto mehr Arten finden das genau für sie angemessene Bündel von Lebensbedingungen vor. Dies betrifft vor allem stenöke (d.h. nur in einem artspezifisch engen Bereich von Umweltfaktoren überlebensfähige) Arten. Während die vom Menschen stark genutzten Flächen im allgemeinen homogenisiert sind (d.h. gleichmässig entwässert, gleichmässig bepflanzt, gleichmässig ausgebetet, etc.), nimmt die natürliche Heterogenität bei naturnahen «Inseln» mit der Inselgrösse zu, was eine zusätzliche Ursache für die steigende Artenzahl ist. Für Auenflächen heisst das, dass die Artenzahl bei steigender Fläche auch deshalb zunimmt, weil die Dynamik des Gewässers mehr verschiedenartige Lebensräume erzeugen kann. Zum Beispiel Schotterflächen, die besonnt oder beschattet sind, häufiger oder weniger häufig überschwemmt sind, basisches oder saures Gestein aufweisen, länger oder weniger lang unter einer Schneedecke liegen, etc.
- Die vorstehend in geraffter Form dargestellten Erkenntnisse der Biologie lassen es als begründbar erscheinen, dass die in der Gegenwart zu konstatierende Existenzge-

fährdung Auen-abhängiger Gefässpflanzen-Arten in der Schweiz tatsächlich eine *Folge* des Rückgangs der schweizerischen Auenflächen ist, den man für den Zeitraum der letzten anderthalb Jahrhunderte konstatieren kann: *Weil* die Gesamtfläche der Fliessgewässer-Auen während der letzten 150 Jahre dezimiert wurde, ist heute eine grosse Zahl von Arten gefährdet. Die Feststellungen von Kapitel 2 und Kapitel 3 dieses Berichts sind also kausal miteinander verknüpft.

Damit ist allerdings noch nicht gesagt, dass es keine *anderen* Ursachen für die konstatierte Artengefährdung gäbe. Es könnte ja sein, dass die konstatierte Gefährdung von stenöken, in Fliessgewässerauen lebenden Gefässpflanzen-Arten *auch noch* durch andere Ursachen massgeblich beeinflusst wäre, wie sie im einleitenden Kapitel 1 dieses Berichts aufgezählt worden sind. Zur Frage dieser anderen Ursachen der Gefährdung Auen-abhängiger Arten können für schweizerische Verhältnisse folgende Feststellungen gemacht werden:

- Die chemische Belastung von Luft und Gewässern hat sicher Einfluss auf die Gefährdung von Arten, die im Bereich von Fliessgewässer-Auen leben. Während Auen ursprünglich eher nährstoffarme Standorte waren, ist insbesondere durch die Eintragung von Stickstoff über die Luft, und von Stickstoff und Phosphor über das Wasser, das Nährstoffangebot für Pflanzen erhöht worden. Dies trug grundsätzlich zur Gefährdung von Pflanzenarten bei, die nur an nährstoffarmen Standorten wie Auen konkurrenzstark sind.

Nach einem Belastungsanstieg ab der Mitte des 20. Jahrhunderts haben die Massnahmen des technischen Gewässerschutzes diese «konventionellen» Gewässerverunreinigungen (mit Ausnahme des Stickstoff-Gehalts) gegen Ende des 20. Jahrhunderts wieder deutlich verringert, was durch die laufende Überwachung der entsprechenden Qualitätsparameter im «Nationalen Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer (NADUF)» bestätigt wird (BUWAL, 2000). Während die Lebensverhältnisse für Fische und andere im Wasser lebende Tiere durch die «nicht-konventionelle» Gewässerbelastung mit Hormonen, Medikamenten und anderen in geringen Mengen wirksamen Stoffen möglicherweise mehr und mehr beeinträchtigt werden, darf man annehmen, dass die Gefässpflanzen des Auenbereichs gegen Ende des 20. Jahrhunderts nicht in wesentlichem Umfang durch chemische Belastungen des Wassers gefährdet sind. Diese Annahme kann abgestützt werden auf den Vergleich der NADUF-Messresultate von Flüssen mit vorwiegend natürlicher Belastung (Inn-Martinsbruck, Ticino-Riazzino, Rhein-Diepoldsau, Rhone-Porte-de-Scex) und Flüssen mit starker Intensiv-Landwirtschaft oder grosser Bevölkerungsdichte im Einzugsgebiet (BUWAL, 2000, S.225, Abb.6): Seit etwa 1990 schwanken die Belastungen der stark anthropogen geprägten Flüsse bei Gesamt-Phosphor und TOC (Total Organic Carbon) ungefähr im Streubereich der vorwiegend natürlich belasteten Flüsse, während bei Gesamt-Stickstoff und DOC (Dissolved Organic Carbon) die ersteren grob gesprochen etwa die dreifache Belastung der letzteren aufweisen. Vor 1990 waren diese anthropogenen chemischen Belastungen des Wassers allerdings erheblich. Die Beeinflussung der Gefässpflanzen im Auenbereich durch den temporären Anstieg der chemischen Belastungen des Wassers in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts kann

aber insofern nur beschränkt, gewesen sein, als gemäss Tabelle A 4.6 der überwiegende Teil der gefährdeten Gefässpflanzen-Arten des Auenbereichs jeweils nur bei Hochwasser-Ereignissen in unmittelbarem Kontakt zum Oberflächengewässer kommt. Das heisst nur dann, wenn die momentanen anthropogenen Nährstoffkonzentrationen des Wassers infolge des hohen Anteils von Niederschlags- oder Schmelzwasser reduziert sind.

- In Bezug auf die Eintragung von Stickstoff aus der Luft in die Auengebiete ist davon auszugehen, dass die gesamtschweizerischen Emissionen von NO_x ab 1950 massiv zugenommen haben, etwa 1985 ein Maximum erreichten und im Jahr 2000 immer noch etwa das Dreifache der Emission 1950 betragen, wobei die Zunahme gegenüber 1950 vor allem durch den Motorfahrzeugverkehr bedingt ist (BUWAL, 1997, S.70). Es überrascht daher nicht, dass die NO_x-Jahresmittelwerte den Immissions-Grenzwert von 30 Mikrogramm/m³ vor allem in den Städten und entlang der starkbelasteten Strassen überschreiten, während der Grenzwert an Orten abseits des grossen Strassenverkehrs deutlich unterschritten ist (BUWAL, 1992). Da ein wesentlicher Teil der in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts noch bestehenden Auengebiete in ausreichender Distanz zu städtischen Agglomerationen und starkbelasteten Überlandstrassen liegt, kann man davon ausgehen, dass die seit 1950 erhöhten und immer noch hohen NO_x-Emissionsmengen in den meisten Auengebieten nicht zu einem wesentlich erhöhten Stickstoff-Eintrag und der damit verbundenen Artengefährdung führten.

Zusammenfassend ist anzunehmen, dass die Belastung der Auengebiete mit chemischen Schadstoffen des Flusswassers oder der Luft weder in der kritischen Phase vor 1990 noch heute eine dominierende Ursache für den feststellbaren Artenschwund der Gefässpflanzen ist.

- Die Temperatur schweizerischer Flüsse zeigt als Folge der allgemeinen Klimaänderung und als Folge anthropogener Einleitungen eine Tendenz zur Erwärmung (BUWAL, 1997, S.50; UMWELTSTAT, 2002, Tabelle T2.3.4.2). Aber auch hier dürften die in den Auen lebenden Gefässpflanzen kaum betroffen sein, weil sie grösstenteils ausserhalb des dauernd überschwemmten Bereichs leben und die Wassertemperatur daher für sie kein Standortfaktor ist.
- Die mengenmässige Veränderung der Abflussverhältnisse der Flüsse hat im Zusammenhang mit Wasserentnahmen einen grossen Umfang angenommen; vor allem im Gebirge sind viele Flüsse weitgehend stillgelegt worden mit den entsprechenden Folgen auf das Leben innerhalb des eigentlichen aquatischen Bereichs. Demgegenüber scheint sich jedoch zu zeigen, dass die Mächtigkeit von Hochwasserereignissen nicht abgenommen hat: Die Daten über die 10 grössten Flüsse der Schweiz belegen, dass die grössten gemessenen Abflussmengen in m³/s nur bei 2 Flüssen (Ticino und Rhone) aus der Zeit vor 1950 herrühren (UMWELTSTAT, 2002, Tabelle T2.2.1.2). Ungeachtet der grossen Eingriffe in die Wasserführung darf man daher annehmen, dass die gestaltende Kraft der Flüsse immer noch verfügbar ist, um aktive Auenflächen (und damit die biologische Qualität der Auen) aufrecht zu erhalten, insoweit den Flüssen der nötige Raum für Überschwemmungen zur Verfügung gestellt ist. Die in neuester Zeit vorge-

nommenen Renaturierungen ehemaliger Auenflächen schweizerischer Flüsse scheinen dies zu bestätigen.

- Die Geschiebeführung der Flüsse ist neben der Wasserführung ein wichtiges Element zur Aufrechterhaltung der biologischen Qualität von Auenflächen. Obschon die Geschiebeführung durch Talsperrenbau, Flussumleitungen über Seen und andere bauliche Massnahmen stark verändert worden ist, zeigen Hochwasserereignisse der jüngeren Zeit aber, dass ein grosser Teil der Flüsse auch heute noch genügend Geschiebe führt, um in Auenräumen neue Sedimentschichten zu erzeugen und auf diese Weise die biologische Qualität der Aue aufrecht zu erhalten, sofern dem Gewässer der Zugang zu den potenziellen Auenflächen nicht verwehrt ist. Ein sichtbares Zeichen dafür sind die talwärts wandernden Kiesbänke des Alpenrheins, der Moesa oder der Rhone. Es wäre daher nicht begründbar, die Gefährdung von Gefässpflanzen der Auengebiete in wesentlichem Umfang dem Rückgang der Geschiebeführung anzulasten.
- Die direkte menschliche Beeinflussung von Auengebieten durch Freizeitaktivitäten ist mindestens zu Zeiten schönen Sommerwetters erheblich, indem Vegetation zertrampelt und Tiere verschucht werden. Daten über die Gefährdung Auen-abhängiger Gefässpflanzen durch direkte menschliche Einwirkung sind nicht bekannt. Allerdings bestehen auch keine Ansatzpunkte für die Annahme, dass das Ausreissen oder Zertrampeln eine bedeutende Ursache für die beobachtbare Gefährdung von Gefässpflanzen im Auenbereich wäre.

Aufgrund der vorstehenden Punkte kann die Aussage gemacht werden, dass es vor allem der *quantitative* Rückgang der aktiven Fließgewässer-Auen in den letzten anderthalb Jahrhunderten ist, welcher zu der in Kapitel 3 dieser Arbeit festgestellten Gefährdung von Auen-abhängigen Gefässpflanzen-Arten geführt hat, und nicht etwa die Verschlechterung der Auen durch die vorstehend genannten anderen Umwelteinwirkungen. Diese Aussage wird bestätigt durch die nachträglich vorgenommene positionswise Überprüfung der Artenliste von Anhang A 4.5 auf solche gefährdete Arten, für die unter Fachleuten eine der vorstehend genannten anderen Ursachen als massgeblich für die Gefährdung bekannt wäre. Rückgang der Auenflächen und Gefährdung der Auen-abhängigen Gefässpflanzen haben also nicht nur im gleichen Zeitraum von anderthalb Jahrhunderten stattgefunden, sondern der erstgenannte Vorgang ist die Ursache des zweiten.

Diese vergangenheitsbezogene Feststellung des Kausalzusammenhangs bedeutet für die zukünftige Entwicklung, dass es zur schrittweisen Beseitigung der gegenwärtigen Gefährdung von Auen-abhängigen Gefässpflanzen im Wesentlichen genügen würde, den schweizerischen Flüssen den Zugang zu potenziellen Auenflächen wieder zu ermöglichen, indem gewässerbauliche Massnahmen rückgängig gemacht werden und auf die Weiterführung der Bodennutzung innerhalb gewisser potenzieller Auenflächen verzichtet wird. Die Gestaltungskraft der Flüsse wäre dann grundsätzlich ausreichend für die Rückverwandlung in aktive und biologisch hochwertige Auenflächen im Rahmen von periodischen und episodischen Hochwasserereignissen, und die in neuester Zeit wieder rückläufige Belastung von Luft und

Gewässern mit Nährstoffen würde einer Wiederausbreitung gefährdeter Gefässpflanzen nicht entgegenstehen.

Nachdem ein Kausalzusammenhang zwischen dem Rückgang der schweizerischen Fliessgewässer-Auenflächen und der heute beobachtbaren Gefährdung der Artendiversität von Gefässpflanzen begründet worden ist, soll weiter die Frage nach der *Quantifizierung* dieses Zusammenhangs behandelt werden.

Wir können nun unter Benutzung der Ergebnisse von Kapitel 2 und 3 sagen, dass bei der gegenwärtigen Ausdehnung $A_g = 48'000$ ha der schweizerischen Fliessgewässer-Auen (Abschnitt 2.3.6) insgesamt $S_g = 153$ Gefässpflanzen-Arten (Abschnitt 3.3) gefährdet sind, während bei der Ausdehnung $A_h = 129'000$ ha dieser Auenflächen im historischen Referenzzeitpunkt vor anderthalb Jahrhunderten (Abschnitt 2.4) die Artengefährdung praktisch gleich Null angenommen werden darf. Da wir davon ausgehen, dass bei einer baldigen Renaturierung der verschwundenen Auenflächen die gegenwärtig gefährdeten Gefässpflanzen nicht irreversibel ausgelöscht, sondern wieder zu stabilen Populationen regeneriert würden, kann die Aussage gemacht werden, dass bei einer Renaturierung von 100% der historischen Auenflächen $A_h = 129'000$ ha die Gefährdung von insgesamt $S_g = 153$ Arten vollständig beseitigt würde. Aber wie stark würde sich wohl die Zahl der gefährdeten Arten zurückbilden, wenn man - in realistischer Einschätzung des politisch Machbaren - lediglich einen Bruchteil von 10 oder 20% der seit Mitte des 19. Jahrhunderts verloren gegangenen Auenflächen reaktivieren könnte?

Die einfachste Annahme wäre hier, einen *linearen* Zusammenhang zu postulieren zwischen der Erhöhung der reaktivierten Auenfläche und der Zahl der Arten, deren Gefährdung beseitigt wird. Das würde dann bedeuten, dass z.B. bei einer Reaktivierung von N% der verschwundenen Auenfläche $(A_h - A_g) = 81'000$ ha auch ein Anteil von N% der gegenwärtig gefährdeten Gefässpflanzen $S_g = 153$ Arten allmählich wieder frei von Gefährdung würde, als Folge von Wiederverbreitung der entsprechenden Arten infolge Einwanderung, Keimung noch vorhandener keimfähiger Samen und Vermehrung von noch vorhandenen Restvorkommen.

Die Untersuchungen von (KÖLLNER, 2001, S.182–191) deuten darauf hin, dass aufgrund von empirischen Befunden der Zusammenhang zwischen Gefässpflanzen-Artenzahl und Anteil eines bestimmten Flächennutzungstyps an einer regionalen Gesamtfläche näherungsweise durchaus als linear angenommen werden kann, solange man bei diesen Anteilen die Grenzbereiche in der Nähe von 100% und 0% ausschliesst.

Berücksichtigt man hingegen den ganzen Verlauf, so sprechen sowohl die allgemeine *Plausibilität* wie auch die *Ergebnisse biologischer Forschung* dafür, dass zwischen der flächenmässigen Ausdehnung von Lebensräumen und der Artenzahl ein *nichtlinearer* Zusammenhang besteht.

Es ist *plausibel*, dass ein erster Schritt von z.B. 10% zur Erweiterung eines anfänglich wenig ausgedehnten Lebensraum-Typs einen grösseren Artenzuwachs auslöst als ein zweiter oder dritter Schritt von absolut gleicher Grösse: Geht man von einem anfänglichen Bestand von 10'000 Hektaren Auengebiet in der Schweiz aus, so wächst die Artenvielfalt bei einem ersten Zuwachs von 5'000 Hektaren Auengebiet mehr an als bei einem zweiten Zuwachs von weiteren 5'000 Hektaren. Man kann nämlich erwarten, dass ähnlich wie bei wirtschaftlichen Vorgängen hier die allgemeine Gesetzmässigkeit des sinkenden Grenzertrags spielt.

Diese plausible Annahme wird gestützt durch *Ergebnisse der biologischen Forschung*: Es gibt nämlich folgende Aussage über den Zusammenhang von Lebensraum-Ausdehnung und Artenzahl

$$S = a \cdot A^b \quad [4.1]$$

Die Gleichung bringt zum Ausdruck, dass die Zahl S der auf einer Fläche A vorkommenden Arten proportional sei zur b-ten Potenz der Flächenausdehnung. Da b eine positive Zahl ist und im Bereich <1 variiert, heisst dies, dass der Zuwachs von S laufend geringer wird, wenn die Fläche A in konstanten Schritten vergrössert wird. Der Parameter a gibt an, wieviele Arten auf einer Fläche der Grösse 1 vorkommen; er ist daher zunächst einmal davon abhängig, in welcher Masseinheit (km², Hektaren,...) die Fläche A ausgedrückt wird.

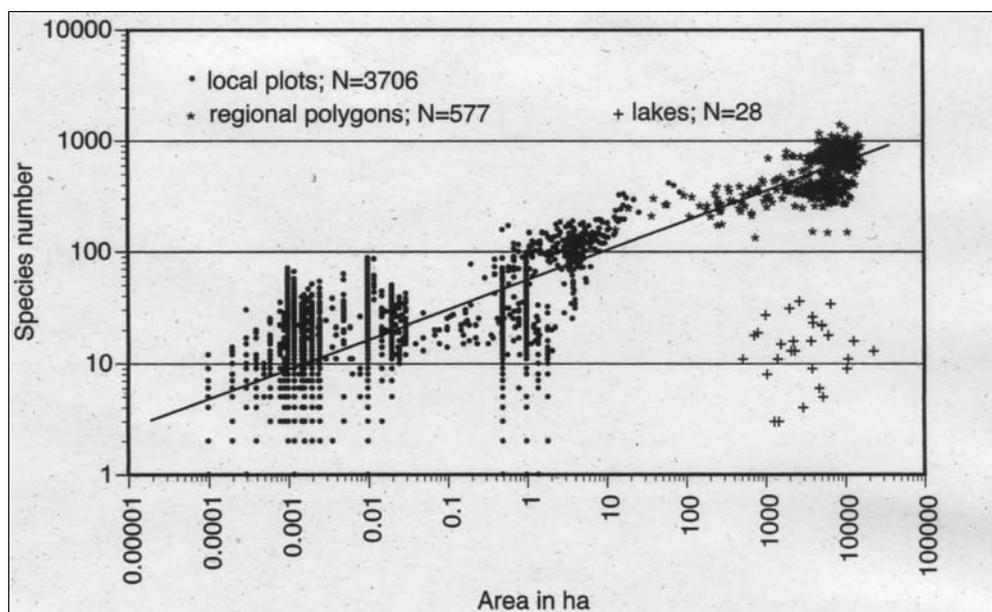
Seit der Präsentation dieser Gleichung (ARRHENIUS, 1921) dauert die Diskussion der Biologen über ihre Relevanz und Anwendbarkeit an. Besonders beachtlich sind im Rahmen dieser Auseinandersetzungen die vorgenommenen empirischen Überprüfungen der Gleichung im Vergleich zu alternativen Ansätzen (CONNOR U. MCCOY, 1979); diese Überprüfungen haben die grundsätzliche Brauchbarkeit der Arrhenius-Gleichung für die Modellierung der Arten-Flächen-Abhängigkeit bestätigt.

Die Arrhenius-Gleichung erhebt, ungeachtet der mathematisch präzisen Formulierung, keineswegs den Anspruch, ein exaktes Naturgesetz darzustellen. Sie ist vielmehr ein summarisches Modell für den zu erwartenden Zusammenhang zwischen Lebensraum-Fläche und Artenzahl. Dass nur eine summarische Aussage vorliegt, ist schon daran zu erkennen, dass nichts Präzises festgelegt ist zur Form und der inneren Struktur der Fläche A sowie zu den angenommenen Eigenschaften der benachbarten Flächen, oder zur Zählungsweise der Artenzahl S innerhalb dieser Fläche A. Dementsprechend muss auch die Flächen-Arten-Charakteristik im Rahmen der Arrhenius-Gleichung durch Wahl der Parameter a und b an die jeweilige Situation angepasst werden. Da a und b positiv sein müssen und zudem $b < 1$ sein muss, schränkt die Arrhenius-Gleichung die möglichen Flächen-Arten-Charakteristiken wenigstens insoweit ein, als bei $A = 0$ die Artenzahl $S = 0$ ist, und dass bei ansteigendem positivem A das Ansteigen der Artenzahl sich immer mehr abschwächt. Sachlich begründbare «Eichungen» der Arrhenius-Gleichung konnten in der empirischen Forschung dadurch realisiert werden, dass für bestimmte Fälle

von zu zählenden Arten (Vögel, Gefässpflanzen, etc.) die effektiven Ausdehnungen vieler einzelner Flächen eines charakteristischen Lebensraumtyps (Laubwald, Flachmoor, etc.) sowie die Zahl der in diesen einzelnen Flächen vorgefundenen Arten ermittelt wurden. Damit konnten dann «Erfahrungs-»Werte für a und b bestimmt werden, die zu einer mit den empirischen Befunden zusammenpassenden Arrhenius-Kurve führten.

Wenn man sich bezüglich der Artenzahl S auf die Gefässpflanzen und auf mitteleuropäische Verhältnisse konzentriert, und wenn A in der Masseinheit Hektare ausgedrückt ist, so können aufgrund der vorgenannten Untersuchungen zusätzliche Angaben zur Festlegung der Parameter a und b der Arrhenius-Gleichung gemacht werden. Der Parameter a drückt dann die Anzahl Arten aus, deren Vorkommen auf einer Fläche von 1 Hektare erwartet werden kann. Eine Grosszahl von empirischen Studien über das Vorkommen von Gefässpflanzen-Arten wurde von (KÖLLNER, 2001, S.72–76) ausgewertet. Die gefundenen Artenzahlen S sind unter Angabe der entsprechenden Flächenausdehnung in (KÖLLNER, 2001, Abb. 7-5, S. 77) zusammengestellt. Die entsprechende Graphik ist in nachstehender Abb. 4-1 präsentiert.

Abb. 4-1:
Darstellung empirisch gefundener Artenzahlen von Gefässpflanzen abhängig von der Grösse der Untersuchungsfläche in Hektaren (insgesamt rund 4000 Untersuchungsflächen berücksichtigt). Sowohl Artenzahl als auch Flächengrösse in logarithmischem Massstab dargestellt. Nach (KÖLLNER, 2001).



Man kann aus dieser graphischen Darstellung herauslesen, dass die auf Flächen von z.B. 1 Hektare vorgefundene Artenzahl schwergewichtig im Bereich zwischen 10 und 100 liegt, mit Extremwerten von 2 bis etwa 150 Arten. Der Wert des Parameters a der Arrhenius-Gleichung kann aufgrund dieser Information ungefähr im Bereich zwischen 10 und 100 angesetzt werden; dabei gilt der höhere Wert für artenreiche Flächen. Ferner ist aus der Graphik von Köllner zu erkennen, dass die empirischen Studien bei grösseren Untersuchungsflächen grössere Artenzahlen zeigen, wobei der Logarithmus der Artenzahl linear vom Logarithmus des Flächenumfangs abhängig ist, allerdings mit sehr grosser Streuung. Wie schon gesagt ist

diese grosse Streuung der vorgefundenen Artenzahl bei gleicher Ausdehnung der Untersuchungsfläche vor allem dadurch bedingt, dass es artenreiche (z.B. wenig gedüngte Mähwiesen) und artenarme (z.B. Ackerland) Flächentypen gibt. Die in Abb. 4-1 mit dem Zeichen + dargestellten Fälle sind See-Areale, die als Lebensraum für Gefässpflanzen aus dem Rahmen fallen und hier nicht weiter beachtet werden sollen.

Die in die Graphik eingezeichnete Regressionsgerade entspricht der Arrhenius-Gleichung $S = a * A^b$, welche in der logarithmierten Form $\ln(S) = \ln(a) + b * \ln(A)$ einen linearen Verlauf aufweist. Das Bestimmtheitsmass R^2 für diese Regressionsgerade mit den Parametern $a = 60$ Arten und $b = 0.2$ ist von Köllner zu 0.64 berechnet worden; das heisst, dass die eingezeichnete Arrhenius-Gleichung die empirisch ermittelten Wertepaare Artenzahl/Untersuchungs-flächengrösse zwar keineswegs vollständig, aber doch in erheblichem Ausmasse zu erklären vermag. Für die Abweichungen dieser Wertepaare von der Regressionsgeraden ist in erster Linie eine Abhängigkeit vom Typ der Landnutzung der jeweiligen Untersuchungsflächen zu erwarten, also relativ hohe Artenzahlen bei wenig eingreifender Nutzung (magere Mähwiese, Wald mit Naturverjüngung, etc.) und relativ geringe Artenzahlen bei stark denaturierender Nutzung (Ackerland, kompakte Überbauung, etc.).

Obschon die Analysen von Köllner noch der Verfeinerung bedürfen, erscheinen schon jetzt folgende Aussagen über die Artenzahl von *Gefässpflanzen* unter *mittel-europäischen* Verhältnissen vertretbar:

- Die zu erwartende Artenzahl S ist abhängig von der Grösse der untersuchten Fläche A [Hektaren], wobei in grober Näherung die Gleichung $S = a * A^b$ anwendbar ist.
- Der Wert von b in vorstehender Arrhenius-Gleichung liegt ungefähr innerhalb der Schranken von 0.1 bis 0.4 (Köllner 2001, S. 68, S.77/78).
- Der Wert von a , d.h. die auf 1 Hektare zu erwartende Artenzahl, liegt etwa im Bereich von 10–100 Arten. Dabei sind diese Artenzahlen im Allgemeinen höher bei naturnahen, in wenig eingreifender Form genutzten, vielfältig strukturierten Flächentypen, und tiefer in stark denaturierten, eingreifend genutzten, stark homogenisierten Flächentypen.
- Es ist nicht zwingend notwendig, dass die Fläche A zusammenhängend ist; sie kann auch aus einer Mehrzahl gleichartiger Einzelgebiete bestehen, die in einer zusammenhängenden Region angeordnet sind und durch die dazwischenliegenden andersartigen Gebiete nicht völlig von einander isoliert sind.
- Wichtig ist für die vorliegende Studie allerdings der Hinweis, dass die Gleichung $S = a * A^b$ mit der vorstehenden Wahl der Parameter a und b sich auf *effektiv vorfindbare* Arten (sowohl gefährdete als auch nicht-gefährdete Arten) bezieht, und nicht auf die Zahl der Arten, die nach längerfristigem Fortdauern der gegenwärtigen Gefährdungsursachen auch in fernerer Zukunft immer noch vorkommen würden.

4.2 Ein konkreter Vorschlag: Die erforderliche Rückgewinnung von Fliessgewässer-Auen zur Reduktion auenbedingt gefährdeter Gefässpflanzen in der Schweiz

Wir gehen nun davon aus, dass die gegenwärtig gefährdete Artenzahl S_g an Auen-abhängigen Gefässpflanzen allmählich wieder frei von Gefährdung würde, wenn die in den letzten anderthalb Jahrhunderten verschwundene Fliessgewässer-Auenfläche ($A_h - A_g$) in absehbarer Zeit wieder vollumfänglich renaturiert würde. «In absehbarer Zeit» bedeutet hier, dass die Auenflächen wieder dem Wirken der Fliessgewässerdynamik überlassen werden, bevor Restpopulationen oder keimfähige Samen von gefährdeten oder gar „ausgestorbenen“ Arten, die eine allmähliche Wiederausbreitung ermöglichen, verschwunden sind.

Nun ist eine vollständige Renaturierung der Fliessgewässerauen zurück auf den Stand von Mitte des 19. Jahrhunderts kein realistisches Ziel, weil innerhalb dieser potenziellen Auenflächen vielerorts ausgedehnte Siedlungsflächen entstanden sind, zum Beispiel im Limmattal zwischen Zürich und Wettingen oder im Rheintal oberhalb des Bodensees. Hingegen erscheint eine teilweise Renaturierung nicht unmöglich, weil innerhalb der potenziellen Auenflächen nach wie vor auch grosse Landwirtschaftsgebiete liegen, bei denen ein Verzicht auf die bisherige Nutzung angesichts der Bestrebungen zum Abbau der Produktionsüberschüsse der Schweizerischen Landwirtschaft agrarpolitisch erwünscht sein könnte. Zu unterstreichen ist hier, dass in Fliessgewässer-Auen eine Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung nicht zu nachfolgenden teuren Pflegemassnahmen führt, wie dies bei den Nicht-Auengebieten des schweizerischen Mittellandes der Fall ist, falls man grossflächige Verwaldungen im Anschluss an die Nutzungsaufgabe verhindern will.

Welches mengenmässige Ziel könnte man sich setzen, wenn man *einen Teil* der Fliessgewässer-Auengebiete, die seit Mitte des 19. Jahrhunderts durch flussbauliche Massnahmen und darauf folgende Meliorationen verloren gegangen sind, wieder der Dynamik des Flusses überlassen und damit zur Renaturierung freigeben will? Geht man von einem nichtlinearen Zusammenhang zwischen Artenzahl und Lebensraumfläche im Sinne der Arrhenius-Gleichung aus, so sind vor allem die ersten Schritte einer Auen-Renaturierung lohnend. Das heisst, dass ein erstes Paket von 1000 Hektaren renaturierter Fliessgewässer-Auen mehr zu einer Reduktion der Artengefährdung beiträgt als weitere darauf folgende Renaturierungs-Pakete von wiederum 1000 Hektaren Grösse. Unter dieser Voraussetzung sind folgende Ziele für eine Teil-Renaturierung der historischen Auenflächen rational begründbar:

- Man könnte das Ziel setzen, dass der überwiegende Teil der jetzt gefährdeten Artenzahl S_g , also z.B. ein Anteil 80% von S_g , von der derzeit konstatierten Gefährdung befreit würde. Aufgrund der Nichtlinearität der Flächen-Arten-Charakteristik wäre dann zu erwarten, dass dieses Artenerhaltungs-Ziel schon bei einer Renaturierungsfläche von weniger als $0.8 * (A_h - A_g)$ erreicht würde. Man könnte sich also vorstellen, dass $0.8 * 153$ gleich etwa 120 gegenwärtig gefährdete Auen-abhängige Arten schon in ihrem Bestand gesichert werden könnten, wenn man vielleicht nur einen Drittel oder die Hälfte der potenziellen (d.h.

in den letzten anderthalb Jahrhunderten verloren gegangenen) Auenflächen renaturiert.

- Man könnte sich aber alternativ auch das Ziel setzen, dass potenzielle Auenflächen lediglich bis zu dem Punkt wieder renaturiert werden, als die prozentuale Abnahme der Artengefährdung immer noch grösser ist als die prozentuale Zunahme der naturnahen Auenfläche. Bis zu diesem Punkt hin könnte man die Renaturierung als «effizient» bezeichnen. Nachdem wegen der vorerwähnten Nichtlinearität bei den ersten 10% der renaturierten Fläche mit einem Wegfall der Gefährdung bei mehr als 10% der jetzt gefährdeten Arten zu rechnen ist und diese Quote der Gefährdungs-Beseitigung dann bei darauffolgenden Renaturierungsschritten von gleicher Grösse laufend absinkt, könnte man auf diese Weise eine Effizienzgrenze bestimmen, ab der die Gefährdungs-Beseitigung weniger als 10% beträgt, wenn man weitere 10% von $(A_h - A_g)$ der Flussdynamik überlässt.

Zur Beurteilung dieser möglichen Zielsetzungs-Alternativen werden in Tab. 4-1 Flächen-Arten-Charakteristiken dargestellt, die sich aufgrund der bisherigen Überlegungen und gestützt auf verfügbare Daten begründen lassen.

Tab. 4-1: Flächen-Arten-Charakteristiken nach Arrhenius für Fliessgewässer-Auen mit unterschiedlichen Parametern a und b sowie verschiedenen Bezugsflächen (gesamte renaturierte Auenfläche oder gesamte renaturierte Auenfläche minus Anteil dauernd überschwemmter Fläche)

Fliessgewässer-Auen-Fläche Schweiz							
Auenfläche		Fall a=160.65 und			Fall a=100 und		
Hektaren	%Zuwachs	A exp(b)	Artenzahl S	%Zuwachs	A exp(b)	Artenzahl S	%Zuwachs
48135	0	5.58	896.88		7.59	759.11	
56243	10	5.72	919.42	14.74	7.82	781.65	14.56
64350	20	5.85	939.39	27.79	8.02	801.69	27.50
72458	30	5.96	957.34	39.52	8.20	819.78	39.18
80565	40	6.06	973.67	50.20	8.36	836.29	49.84
88673	50	6.15	988.67	60.00	8.52	851.50	59.67
96781	60	6.24	1002.57	69.09	8.66	865.62	68.79
104888	70	6.32	1015.52	77.55	8.79	878.81	77.31
112996	80	6.40	1027.65	85.48	8.91	891.20	85.31
121103	90	6.47	1039.07	92.94	9.03	902.89	92.85
129211	100	6.54	1049.86	100.00	9.14	913.95	100.00
Gesamtzuwachs Arten			152.99		154.85		
Auenfläche exkl Wasser		Fall a=439.78 und					
Hektaren	%Zuwachs	A exp(b)	Artenzahl S	%Zuwachs			
11803	0	2.05	899.72				
19911	10	2.13	936.36	23.88			
28018	20	2.19	961.10	40.00			
36126	30	2.23	979.93	52.27			
44233	40	2.26	995.19	62.21			
52341	50	2.29	1008.06	70.60			
60449	60	2.32	1019.21	77.86			
68556	70	2.34	1029.05	84.27			
76664	80	2.36	1037.87	90.02			
84771	90	2.38	1045.86	95.23			
92879	100	2.39	1053.18	100.00			
Gesamtzuwachs Arten			153.46				

In vorstehender Tab. 4-1 sind im *oberen* Teil Auenflächen in Abstimmung mit den Mittelwerten von Tab. 2-8 (Auenflächen unter *Einschluss* der dauernd überschwemmten Flussbette) angeführt, ausgehend von der gegenwärtigen Flächenausdehnung $A_g = 48'135$ ha in der ersten Zeile, und in den folgenden Zeilen in konstanten Schritten anwachsend bis zum Stand $A_h = 129'211$ ha des Referenzzeitpunktes Mitte 19. Jahrhundert. In der Mitte des oberen Teils der Tab. 4.1 sind die gemäss Arrhenius-Gleichung zu erwartenden Artenzahlen angeführt, unter Verwendung der Parameter-Werte $a=160.65$ und $b=0.1595$, die vorgängig errechnet wurden unter Berücksichtigung der folgenden Randbedingungen, nämlich

- dass in den schweizerischen Fliessgewässer-Auen von 48'135 ha Ausdehnung heute total 1050 Arten von Gefässpflanzen-Arten vorkommen, einschliesslich gefährdete Arten (ROULIER, 2002),
- dass in den schweizerischen Fliessgewässer-Auen gemäss Abschnitt 3.3 dieser Arbeit heute total 153 Arten als gefährdet klassifiziert sind (Abschnitt 3.3), de-

ren Gefährdung bei einer Ausdehnung der Fliessgewässer-Auen auf 129'211 ha beseitigt würde,

- dass demzufolge heute in den schweizerischen Fliessgewässer-Auen 1050–153 = 897 Gefässpflanzen-Arten als «stabil» vorkommend zu betrachten sind, während 153 Arten für ihr längerfristiges Überleben eine Erweiterung der Fliessgewässer-Auenfläche von derzeit 48'135 ha auf künftig 129'211 ha benötigen würden.

Unter diesen Randbedingungen ergeben sich die vorgenannten Werte der Parameter $a=160.65$ und $b=0.1595$ als Auflösung der folgenden 2 Arrhenius-Gleichungen :

$$\ln(897) = \ln(a) + b * \ln(48'135) \quad [4.2]$$

$$\ln(1050) = \ln(a) + b * \ln(129'211)$$

Diese 2 Gleichungen besagen, dass bei einer Auenfläche (inkl. Flussbette) von 48'135 ha langfristig nur 897 Arten von Gefässpflanzen vorkommen werden, während bei einer Auenfläche von 129'211 ha auch die derzeit gefährdeten 153 Arten, und damit ein Total von 1050 Gefässpflanzen-Arten, langfristig gesichert wären.

Die mittels der beiden Gleichungen ermittelten Parameter a und b erlauben uns nun, auch für Renaturierungen eines Teils der potenziellen Auenflächen die Zahl der langfristig gesicherten (und demzufolge nicht mehr gefährdeten) Gefässpflanzen-Arten zu prognostizieren:

Man sieht im Tabellenteil oben/Mitte von Tab. 4-1, dass mit fortschreitender Erhöhung der Auenfläche die «stabil» zu erwartende Artenzahl wie vorausgesetzt schrittweise von 897 auf 1050 zunimmt. Zu beachten ist indessen die Entwicklung der Gefährdungsabnahme: Mithilfe eines ersten Renaturierungsschritts von 10% ($A_h - A_g = 8108$ ha) würde die Gefährdung beseitigt bei 14.74% von 153 Arten, oder rund 23 Arten. Demgegenüber gäbe es beim letzten Renaturierungsschritt von wiederum 8108 ha nur (100–92.94)% von 153 Arten, oder rund 10 Arten, deren Gefährdung eliminiert würde. Aus der Zahlentabelle kann man folgern:

- Unsere erste Zielsetzungsvariante «80% der gefährdeten Arten retten» würde erreicht, wenn man rund 70% der verlorengegangenen Auenflächen renaturiert.
- Unsere zweite Zielsetzungsvariante «so weit renaturieren, als prozentale Gefährdungsabnahme noch grösser als prozentualer Flächenzuwachs» würde erreicht, wenn man etwa 40% der verlorengegangenen Auenflächen renaturiert.

Nun ist allerdings die Ansetzung des Parameters $a = 160.65$, wie er aus der Auflösung der Gleichungen [4.2] resultiert, recht hoch: Sie entspricht einer Anzahl von 160 Arten pro 1 ha Bezugsfläche, was im Rahmen der empirischen Daten von Abb. 4-1 an der allerobersten Grenze liegt. Man kann sich nun im Sinne einer Sensitivitätsanalyse fragen, ob sich die vorstehenden Folgerungen stark ändern würden, wenn man Änderungen an den Randbedingungen vornimmt.

Als Erstes könnte man versuchsweise den Parameter a von 160.65 auf den Wert 100 senken, gestützt auf die empirischen Daten von Abb. 4-1. Dann ergibt sich im Rahmen der Gleichungen [4.2] ein zugehöriger Parameter b von 0.188, der die Randbedingungen betreffend Artenzahl bei Auenfläche 48'000 ha (897 Arten) respektive 129'000 ha (1050 Arten) nicht grob verletzt. Die entsprechende Situation

ist im Tabellenteil oben/rechts von Tab. 4-1 dargestellt. Man erkennt bei Inspektion der Zahlen, dass die vorgenannten Folgerungen bezüglich unserer ersten und zweiten Zielsetzungsvariante praktisch unverändert bleiben.

Als Zweites könnte man sich auf den Standpunkt stellen, dass im ständig überschwemmten Bereich der Fliessgewässer-Auen nur wenig Gefässpflanzen-Arten vorkommen, und dass für die Frage der Gefährdung der Gefässpflanzen in erster Linie der nichtständig überschwemmte Flächenbereich massgeblich ist, also der Land-Teil der Fliessgewässer-Auen gemäss Tab. 2-11. Man kann diesfalls gemäss Abschnitt 2.3.6 grobgenähert annehmen, die gegenwärtige Auenfläche, abzüglich dauernde Wasserfläche, betrage 11'803 ha, und diese Fläche sei vor anderthalb Jahrhunderten gemäss Abschnitt 2.4 $11'803 + 81'076 \text{ ha} = 92'879 \text{ ha}$ gross gewesen. Diese Situation ist im unteren Teil von Tab. 4-1 dargestellt, wobei die Arrhenius-Parameter a und b wiederum aufgrund der Gleichungen [4.2], aber mit entsprechend veränderten Flächenwerten, berechnet wurden. Hier nimmt nun allerdings der Parameter a mit 439 Arten einen Wert an, der im Hinblick auf empirische Erfahrungen nicht mehr zu vertreten ist. Denn gemäss neuesten Untersuchungen im Rahmen des schweizerischen Biodiversitäts-Monitorings (BDM) beläuft sich die bisher grösste festgestellte Zahl von Gefässpflanzen-Arten pro 1 km², also pro 100 ha, auf 365 Arten (NZZ, 2002). Daraus kann man folgern, dass der Parameter a, der hier die Artenzahl pro 1 ha repräsentiert, nur mit extrem geringer Wahrscheinlichkeit den hohen Wert von 439 annehmen kann. Wenn man einmal über diesen Mangel hinwegsieht, so stellt man in Tab. 4-1 unten fest, dass wie erwartet der Gefährdungsabbau bei einer ersten Auenvergrösserung um 8108 ha wesentlich grösser wird als im oberen Teil von Tab. 4-1, indem bei etwa 24% von 153 Arten, also rund 36 Arten, die Gefährdung eliminiert wird. Die Folgerungen bezüglich der beiden Zielsetzungsvarianten führen zu etwas geringeren Ansprüchen für die Renaturierung von Fliessgewässer-Auen. Aber das Gesamtbild ändert sich nicht entscheidend im Vergleich zu den Situationen von Tab. 4-1 oben.

Damit kommen wir zu den Schlussfolgerungen und zur Beantwortung der in diesem Abschnitt gestellten Frage nach dem flächenmässigen Renaturierungsziel bei schweizerischen Fliessgewässer-Auen:

- Unsere erste Zielsetzungs-Variante, 80% der aktuell gefährdeten Auen-abhängigen Gefässpflanzen-Arten von der Gefährdung zu befreien, erscheint als nicht realistisch angesichts des hohen Flächenbedarfs von rund 60'000 ha für Auen-Renaturierungen: Dieser hohe Flächenbedarf würde kollidieren mit dem heutigen Stand der Siedlungs- und Verkehrsanlagen innerhalb der potenziellen Fliessgewässer-Auenflächen.
- Demgegenüber erscheint es als eher realistische Zielsetzungs-Variante, die Flächen der historischen schweizerischen Fliessgewässer-Auen im Rahmen des «effizienten» Teilbereichs zu regenerieren. Aufgrund der vorstehenden Analyse bedeutet dies, dass etwa 40% der verschwundenen Auenflächen (A_h – A_g), oder rund 32'000 Hektaren an bisher vorwiegend als Landwirtschaftsland genutzten Flächen mittels Korrektur der seinerzeitigen flussbaulichen Eingriffe und Nut-

zungs-Aufgabe wiederum zu aktiven Auenflächen zurücktransformiert werden sollten. Diese 32'000 Hektaren sind rund 3% der gegenwärtigen landwirtschaftlichen Nutzflächen (exklusive alpwirtschaftliche Nutzflächen) der Schweiz (UMWELTSTAT, 2002, Tabelle T2.2.2.2). Falls also im Rahmen einer Weltmarkt-orientierten Landwirtschaftspolitik der Schweiz die landwirtschaftliche Produktion etwas abgebaut werden sollte, liegt es nahe, vor allem einmal die Nutzung von 32'000 Hektaren im Bereich der potenziellen Auen-Flächen aufzugeben, die vor anderthalb Jahrhunderten noch aktive Fliessgewässer-Auen waren und es infolge ihrer topographischen Besonderheiten künftig wieder werden könnten.

Abschliessend sei darauf hingewiesen, dass der hier ermittelte Flächenanspruch einer Rückverwandlung von 32'000 Hektaren schweizerischen Kulturlandes in aktive Fliessgewässer-Auen nicht eine Präzisionsberechnung darstellt, sondern von Unsicherheiten bei der Ermittlung des historischen Auenflächenverlusts, bei der Zählung der hierdurch in Gefährdung geratenen Gefässpflanzenarten, und bei der Bestimmung der Abhängigkeit von Artengefährdung und Auen-Ausdehnung beeinflusst ist. Es ist wünschbar, dass diese Unsicherheiten durch weitere Forschungsanstrengungen abgebaut werden. Trotzdem ist aber aufgrund der hier gemachten Abschätzungen schon jetzt klar, dass das anerkannte Ziel einer nachhaltigen Schweiz in Bezug auf die Erhaltung von Auen-abhängigen Arten ein Ausmass an Renaturierung von Fliessgewässer-Auen erfordert, das sich nicht nach Hunderten von Hektaren bemisst, sondern nach Zehntausenden von Hektaren.

5 Modell für Ermittlung Umweltschaden aus Landnutzung im Auengebiet

In Kapitel 4 wurde aufgrund der in den Kapiteln 2 und 3 gewonnenen Erkenntnisse zu berechnen versucht, wieviel Hektaren aus den seit Mitte 19. Jahrhundert verloren gegangenen Fließgewässer-Auen wieder zu funktionsfähigen Auengebieten zurückgebildet werden müssten, wenn man die gegenwärtig beobachtete Gefährdung von Gefässpflanzen-Arten (als Repräsentanten für das gesamte nicht-menschliche Leben) im Auengebiet wirksam reduzieren will.

In diesem Kapitel 5 wird nun die komplementäre Fragestellung behandelt, welches Ausmass an Gefährdung von Gefässpflanzen-Arten (als Repräsentanten für das gesamte nicht-menschliche Leben) man als Schadefekt einer bestimmten Landnutzung innerhalb des gegenwärtigen Perimeters der potenziellen Fließgewässer-Auen zuordnen kann, bei Annahme eines Andauerns des gegenwärtigen Nutzungszustandes auf diesen potenziellen Auenflächen. Konkret: In welchem Umfang werden Gefässpflanzen gefährdet, wenn man z.B. in der Magadino-Ebene im laufenden Jahr 100 Quadratmeter potenzielles Auengebiet als Ackerland nutzt? Diese Fragestellung ist insbesondere für die Praxis der Ökobilanzierung wichtig. In der Ökobilanzierung geht es ja bekanntlich darum, die von einem zu untersuchenden Wirtschaftsprozess ausgehenden Emissionen, Rohstoffverbräuche und Landbeanspruchungen zu inventarisieren (life-cycle inventory) und dann darauf aufbauend die Schadefekte dieser Austauschbeziehungen zur natürlichen Umwelt abzuschätzen (life-cycle impact assessment). Die Methodik der modernen Ökobilanzierung ist festgehalten in grundsätzlicher Form in (SETAC, 2002) und in ähnlicher, anwendungsnaherer Form beispielsweise in (GOEDKOOOP, 1999). Sie soll nachstehend in den Abschnitten 5.1 und 5.2 kurz erläutert werden, mit Fokussierung auf Landnutzung als eine der Kategorien der Umwelteinwirkung. Die Anwendung auf den speziellen Fall der Landnutzung im Auengebiet wird erst wieder im Abschnitt 5.3 weiterverfolgt.

5.1 Ökobilanzierung von Umweltschaden aus Landnutzung

Beansprucht ein Wirtschaftsprozess, z.B. Weizenproduktion, Elektrizitätsproduktion oder Strassentransport, während einer gewissen Zeitdauer t eine Landfläche A , so werden während dieser Zeit in der Regel andere Nutzungen auf derselben Fläche und in der weiteren Region erschwert oder verunmöglicht. Insbesondere erstreckt sich diese Erschwerung oder Verunmöglichtung auch auf die Verfügbarkeit der entsprechenden Landfläche als Lebensraum für Pflanzen und Tiere sowie als räumliches Element für den Ablauf lebenswichtiger natürlicher Vorgänge wie Wasserkreislauf oder Klimaregulierung. Denn menschliche Nutzung einer Bodenfläche ist häufig begleitet von einer Reduktion der ökologischen Qualität der betreffenden Bodenfläche: Je intensiver die menschliche Nutzung, umso beengter sind die Verhältnisse für Fauna und Flora, und desto geringer wird der Wert der Fläche im Hinblick auf das gute Funktionieren natürlicher Abläufe. Dieser schädliche Effekt menschlicher Landnutzung auf die natürliche Umwelt kann mittels geeigneter Indikatoren quantifiziert werden. In der Praxis wählt man als Indikator häufig die auf der genutzten Fläche zu erwartende Artenvielfalt von Gefässpflanzen; mit

diesem Indikator glaubt man die gesamthafte Beeinträchtigung der Biodiversität mit noch vertretbarem Genauigkeitsgrad zu repräsentieren.

Nutzt man eine bestimmte Fläche von A Hektaren, so wird im Allgemeinen nicht nur ein ökologisch schädlicher Effekt auf genau dieser Fläche A bewirkt, sondern zusätzlich auch auf einem grösseren Flächenbereich (Region), von dem A ein Teil ist. Denn, wenn man z.B. eine vorher naturnahe Fläche A vollständig asphaltiert und als Autoparkplatz nutzt, so verändert sich die Artenvielfalt nicht nur innerhalb von A, sondern auch in der Umgebung von A. Man spricht deshalb von einem lokalen Effekt (innerhalb von A) und einem regionalen Effekt (grösserer räumlicher Bereich, dem die Fläche A zugehörig ist).

Will man nun zum Beispiel eine Ökobilanz für die Produktion von 60 kg Getreide im Bereich einer Region von (angenommenerweise) 10'000 Hektaren Ausdehnung erstellen, und benötigt man hierfür eine Ackerfläche $A=0.01$ ha während eines Jahres, so kann man die aus dieser Intensivnutzung des Bodens entstehende Schädigung der Artenvielfalt als Rückgang der Gefässpflanzen-Artenzahl im Vergleich zu einer naturnahen Referenz-Nutzung ausdrücken. Auf der genutzten Fläche A selbst (lokaler Effekt) ist der Arten-Rückgang dann typischerweise gross und zeitlich rasch wirksam, denn der Acker wird ab Nutzungsbeginn durch mechanische oder chemische Mittel rigoros von unerwünschten Arten frei gehalten. In der Umgebung des Ackers ist ebenfalls ein Artenrückgang zu erwarten (regionaler Effekt), aber dieser ist umfangmässig viel kleiner und schwillt zudem erst mit einer zeitlichen Verzögerung von Jahrzehnten auf seinen vollen Wert an. Ein beobachtbares Ausmass des Artenrückgangs in der gesamten Region ist überdies erst zu erwarten, wenn das Gesamttotal der intensiv genutzten Flächen innerhalb der Region die Grössenordnung von vielen Prozenten der Regionsfläche erreicht hat; nichtsdestoweniger kann man aber dem betrachteten kleinen Ackerfeld von $A=0.01$ ha einen Bruchteil dieses von allen regionalen Landnutzern bewirkten Artenrückgangs zuordnen. (Der Vollständigkeit halber sei angemerkt, dass bei einer Einfügung von ersten Ackerbauparzellen in eine bisher vollständig natürliche Landschaft die regionale Artenvielfalt nicht abnehmen, sondern zunehmen würde, da ja durch die Äcker das Mosaik verschiedenartiger Lebensbedingungen noch vergrössert würde; dieser Fall ist aber keineswegs repräsentativ für die Verhältnisse im Mittelland der heutigen Schweiz mit seinen extrem stark genutzten Landflächen).

Stehen Praxiswerte über Artenzahlen bei Ackerbau-Nutzung oder bei Brachlegung zur Verfügung, wie diese etwa gesammelt und ausgewertet wurden bei (KÖLLNER, 2001), kann der lokale und der regionale Artenvielfalt-Schaden aus der Beanspruchung des Bodens für die Erzeugung der obgenannten 60 kg Getreide zahlenmässig ermittelt werden. Wozu solche Berechnungen? Der Vorteil einer solchen Berechnung besteht im Rahmen der Ökobilanz darin, dass der Artenvielfalt-Schaden aus Landnutzung addierbar wird mit anderen Artenvielfalt-Schäden aus Emissionen und Rohstoffverbräuchen, wodurch das Ökobilanz-Ergebnis vereinfacht und leichter interpretierbar wird. Man kann dann zum Beispiel ermitteln, ob aus Umweltsicht die Erzeugung von Textilfasern besser durch landwirtschaftliche Produktion

(Baumwoll-Anbau) oder durch Polymerisation fossiler Kohlenwasserstoffe (Kunstfaser) auszuführen sei.

Zu beachten ist ferner, dass Landnutzung durch den Menschen in zwei verschiedenen Formen auftreten kann. Entweder kann die gewählte Fläche in derjenigen Beschaffenheit genutzt werden, die sie vorgängig dieser Nutzung schon aufwies: Die 60 kg Getreide unseres Beispiels würden diesfalls auf einer Bodenfläche A produziert, die vorgängig schon intensiv genutztes Ackerland war. Diese Form der Nutzung wird als Land-Okkupation bezeichnet. Es könnte aber auch sein, dass auf der benötigten Fläche $A = 0.01$ ha vorher ein Wald stand, sodass vorgängig der Getreidepflanzung der Boden noch entwaldet und ausplaniert werden muss. Eine solche tiefgreifende Veränderung der Flächen-Beschaffenheit wird als Land-Transformation bezeichnet.

Sowohl Land-Transformation als auch Land-Okkupation können einen Schad-Effekt auf die Natur bewirken. Verwandelt man durch *Land-Transformation* naturnahen Wald in Ackerland, würde es nach einer künftigen Aufgabe jeglicher Nutzung eine grosse Zahl von Jahren brauchen, bis die Kräfte der Natur die Schädigung wieder «ausgeheilt» haben und ein Zustand erreicht ist, den man zwar nicht als gleich, aber doch als etwa gleichwertig zum ursprünglichen Ausmass der ökologischen Qualität ansehen kann: Der lang anhaltende Schad-Effekt einer Land-Transformation von naturnahem Wald zu Ackerland ist offensichtlich. Wird nach der einmal erfolgten Land-Transformation dann das ackerfähig gemachte Land für die Erzeugung von Getreide ein weiteres Jahr lang in der Form von *Land-Okkupation* genutzt, so verzögert sich der vorgenannte «Ausheilungsvorgang» um 1 zusätzliches Jahr, weil der Beginn einer spontanen Renaturierung durch laufende Massnahmen wie Unkrautbekämpfung und Düngung während diesem Jahr verhindert wird: Auch Land-Okkupation bewirkt demnach einen Schad-Effekt, denn die Dauer des relativ naturfernen Zustandes wird um die Zeitdauer der Okkupation verlängert. Es wäre also unrichtig, das Vorliegen eines schädlichen Umwelteffektes bei Getreideproduktion auf bisher schon bestehendem Ackerland zu negieren, mit der Begründung, das Land sei ja vorher und nachher im gleichen Qualitätszustand. Man würde dabei die gleiche Fehlüberlegung machen, wie wenn man eine Emission von 1 Tonne eines Schadgases im laufenden Jahr als unschädlich bezeichnen würde, mit der Begründung, in den Vorjahren sei ja jeweils schon die gleich hohe Menge emittiert worden.

Die vorstehenden Überlegungen werden am Ende von Abschnitt 5.2 durch die bildliche Darstellung von Abb. 5-1 weiter verdeutlicht, wobei die dortigen Zahlenwerte sich auf das im folgenden Abschnitt 5.2 durchgeführte Berechnungsbeispiel beziehen.

5.2 Zahlenmässige Bestimmung des Artenvielfalt-Schadens für das Berechnungsbeispiel

In Berücksichtigung vorstehender Prinzipien und unter Benutzung der empirischen Daten aus (KÖLLNER, 2001) soll nun in Fortsetzung unseres Beispiels berechnet werden, was für ein Artenvielfalt-Schaden eintritt, wenn im schweizerischen Mittelland eine Fläche A von 0.01 ha zuerst aus durchschnittlich naturnahem Land in Ackerland *transformiert* wird und nachher 1 Jahr lang für die Produktion der benötigten 60 kg Getreide *okkupiert* ist. Dieser Schaden wird ausgedrückt als Rückgang der Gefässpflanzen-Artenzahl innerhalb der Fläche A = 0.01 Hektaren (lokaler Schaden) sowie auf einer die Fläche A umgebenden Region, für die hier mit Rücksicht auf das bei (KÖLLNER, 2001) verarbeitete Datenmaterial eine mittlere Ausdehnung von 8600 Hektaren angenommen ist (regionaler Schaden). Dieser Artenrückgang ist grundsätzlich als temporär betrachtet, das heisst, es wird hier und im folgenden von der Vorstellung ausgegangen, dass irgendwann jegliche menschliche Nutzung aufhöre (Brachlegung), worauf die Artenzahl spontan allmählich wieder ansteige und schliesslich wieder vergleichbar hoch werde wie beim Ursprungszustand. Um der leichteren Verständlichkeit willen wird hier zuerst der Schaden aus der Land-Okkupation berechnet, und erst nachher der Schaden aus der zeitlich vorausgehenden Land-Transformation.

Lokaler Schaden aus Land-Okkupation:

Auf einer Fläche A = 0.01 Hektaren ist gemäss (KÖLLNER, 2001, S.87/88) im schweizerischen Mittelland bei durchschnittlich naturnahem Land das Vorkommen von etwa 40 Gefässpflanzen-Arten zu erwarten (Referenz-Nutzung), während bei konventionell bewirtschaftetem Ackerland nur noch etwa 10 Arten vorkommen. Der lokale Artenvielfalt-Schaden aus der Land-Okkupation von 0.01 ha während 1 Jahr kann mit diesen Daten ausgedrückt werden als (40–10) Arten auf 0.01 ha während 1 Jahr, oder kürzer 30 Arten * 0.01 ha * 1 Jahr. Der Schaden hat also die Dimension [Artenzahl * Bezugsfläche * Zeit].

Regionaler Schaden aus Land-Okkupation:

Die Ermittlung des regionalen Artenvielfalt-Schadens ist komplizierter und basiert auf folgenden Überlegungs-Schritten:

- Die mittlere Grösse einer schweizerischen Region (im Rahmen der botanischen Datenbank EDV-Flora-1.0 «Polygon» genannt) beträgt etwa 8600 ha, sofern die Polygone oberhalb der Waldgrenze sowie die Seen weggelassen werden (KÖLLNER, 2001, S. 90). In solchen Polygonen kommen im Mittel etwa 600 Gefässpflanzen-Arten vor (vgl. die mit * dargestellten Fälle in Abb. 4-1).
- Köllner hat mittels Regressions-Analyse der Daten aus mehreren hundert Polygonen errechnet, dass in solchen Polygonen die Zahl der während der letzten Jahrzehnte verschwundenen Arten um durchschnittlich 0.4% grösser ist, wenn der heutige Flächenanteil von Landwirtschafts-Intensivnutzung um 1% höher liegt (KÖLLNER, 2001, S. 106, 114, 190).
- Daraus wird als Kausalzusammenhang vermutet, dass auf längere Frist gesehen die Artenzahl in einem solchen 8600 ha grossen Polygon durchschnittlich um 0.4% der etwa 600 Arten, also um etwa 2.5 Arten sinken werde, wenn die Landwirtschafts-Intensiv-Fläche um 1%, also um 86 Hektaren, vergrössert wird

(vgl. KÖLLNER, 2001, S. 104/105). Diese Reduktion um 2.5 Arten pro zusätzlichem Prozent Landwirtschaftsfläche ist zu verstehen als Gleichgewichtspunkt eines dynamischen Artenverarmungs-Vorgangs, der nach langem Beibehalten des um 1% angestiegenen Flächenanteils der Intensiv-Landwirtschaft innerhalb des Polygons schliesslich einmal erreicht werden würde. (Der vorgenannte Zusammenhang gilt natürlich nur für einen gewissen Bereich in der Nähe des heutigen Landwirtschaftsflächen-Anteils im Polygon, und nicht in der Nähe der Grenzfälle von 0% Landwirtschaftsanteil oder von 100% Landwirtschaftsanteil).

- Betrachtet man nun das Ackerfeld von 0.01 ha unseres Beispiels, so kann man diesem kleinen Teil des Polygons als Schadensverursacher einen Bruchteil von $0.01[\text{ha}]/86[\text{ha}]$ der «fehlenden» 2.5 Arten des ganzen Polygons von 8600 ha zuordnen. Diese Zuordnung gründet auf der Modellvorstellung, dass der Zustand des «Fehlens» von $2.5 * 0.01/86$ Arten um 1 weiteres Jahr verlängert wird, wenn die Getreideproduktion (Land-Okkupation) der 0.01 ha während 1 Jahr aufrechterhalten bleibt.
- Der regionale Schaden aus Land-Okkupation von $A = 0.01$ ha ist also gleich dem Bruchteil $0.01/86$ von 2.5 Arten auf 8600 Hektaren während 1 Jahr, oder kürzer $2.5 * (0.01/86) \text{ Arten} * 8600 \text{ ha} * 1 \text{ Jahr} = 0.00029 \text{ Arten} * 8600 \text{ ha} * 1 \text{ Jahr}$. Im obersten Bild von Abb. 5-1 ist das Produkt ($0.00029 \text{ Arten} * 1 \text{ Jahr}$) durch das schmale, hohe Rechteck graphisch dargestellt. Aus dieser Abbildung abzulesen ist dabei ausserdem, dass der volle Artenverlust von 0.00029 Arten erst nach 60 Jahren Dauer der Okkupation erreicht wird. Das heisst aber nicht, dass die Schadwirkung des ersten Jahrs der Land-Okkupation viel kleiner wäre als diejenige des sechzigsten Jahrs. Vielmehr ist es so, dass der regionale Artenverlust zeitlich gegenüber der verursachenden Land-Okkupation hintennach-hinkt (time lag); die z.B. für das Jahr 60 eingezeichnete regionale Schadwirkung ist nämlich effektiv die Summierung von zeitverzögerten Schad-Anteilen aus allen Okkupationen der vorausgegangenen 60 Jahre, und ab Jahr 61 bildet sich dann ein Fliess-Gleichgewicht zwischen der abnehmenden Wirkung früherer Okkupationen und der zunehmenden Wirkung späterer Okkupationen. Und nach dem Jahr 90 ist ein Teil der schraffierten Fläche immer noch eine Nachwirkung der Land-Okkupationen, die vor dem Jahr 90 stattfanden. Als Konklusion ergibt sich, dass der Schadensverlauf des obersten Bildes von Abb. 5-1 nicht im Widerspruch steht zu einer Zuordnung des vollen Artenverlusts von 0.00029 Arten auf jedes der Okkupations-Jahre. (Allerdings entsteht bei dieser Berechnungsart eine Schadens-Differenz, die in Abb. 5-1 durch die Fläche zwischen der gestrichelten Horizontalen und der vom Nullpunkt ansteigenden Kurve repräsentiert wird. Dieser Zuviel-Verrechnung wird weiter unten bei der Zuordnung des Artenvielfalt-Schadens auf die Land-Transformation Rechnung zu tragen sein).

Gesamter Schaden aus Land-Okkupation:

Wir gehen davon aus, dass der Verlust von 1 Art auf einer Bezugsfläche von 10 Hektaren als gleichwertig zu einem Verlust von 10 Arten auf 1 Hektare zu betrachten ist, denn der Artenvielfalt-Schaden ist grösser, wenn eine Art auf einer grossen Bezugsfläche (wie ganz Europa oder ganze Schweiz) verloren geht, als wenn sie nur auf einer kleineren Bezugsfläche (z.B. im Kanton Wallis) verschwindet, in anderen Gebieten aber noch vorhanden bleibt. Unter dieser Voraussetzung können

die vorausgehend berechneten lokalen und regionalen Schäden zu einem Gesamtschaden aus Land-Okkupation summiert werden wie folgt:

$$\begin{aligned}
 \text{Gesamter Schaden} &= \text{lokaler Schaden} && + \text{regionaler Schaden} && [5.1] \\
 &= 30 \text{ Arten} * 0.01 \text{ ha} * 1 \text{ Jahr} && + 0.00029 \text{ Arten} * 8600 \text{ ha} * 1 \text{ Jahr} \\
 &= 0.3 && + 2.49 \\
 &= 2.79 [\text{Arten} * \text{ha} * \text{Jahre}]
 \end{aligned}$$

Die vorstehenden Zahlen zeigen: Im vorliegenden Beispiel ist der regionale Schaden, was die Anzahl Arten anbelangt, viel kleiner als der lokale Schaden direkt auf der Ackerfläche A von 0.01 Hektaren, aber dieser kleinere Artenverlust erstreckt sich auf die viel grössere Regionsfläche von 8600 Hektaren. Der regionale Schaden ist damit unter Berücksichtigung der Schadens-Fläche gemäss den obigen Zahlen rund achtmal so gross wie der lokale Schaden. Dieses Verhältnis zwischen lokalem und regionalem Schaden ist aufgrund der Daten von (KÖLLNER, 2001) abhängig von der Nutzungsart der Fläche A: Im Falle von Siedlungsland oder extensiver Weidenutzung ergäbe sich ein anderes Verhältnis lokaler/regionaler Schaden als bei dem hier durchgeführten Beispiel des Getreideanbaus, aber das überwiegende Gewicht des flächengewichteten regionalen Schadens ergäbe sich auch bei anderen Nutzungsarten.

**Lokaler Schaden aus
Land-Transformation:**

Was ist nun aber der Biodiversitäts-Schaden aus *Land-Transformation*? Hier geht es nicht mehr darum, dass die Fläche A=0.01 ha für ein weiteres Jahr als Ackerland genutzt wird, sondern es geht um den Fall der Umwandlung einer vorerst naturnahen Fläche A=0.01 ha zu Ackerland.

Man kann zunächst feststellen, dass bei *Land-Transformation* von 0.01 ha die Anzahl der «verlorenen» Arten auf *lokaler* Ebene gleich hoch ist wie bei Land-Okkupation von 0.01 ha, weil die zur Ermittlung des Artenrückgangs dienende Referenznutzung für beide Nutzungs-typen als gleich angenommen werden kann. Unterschiedlich ist jedoch die *Dauer* des Schadens. Dauert die *Land-Okkupation* 1 Jahr, so fällt auch der berechnete Artenvielfalt-Schaden lediglich während 1 zusätzlichem Jahr an. Demgegenüber führt die *Land-Transformation* von naturnahem Land zu Ackerland zu einem viele Jahre lang anhaltenden Schaden, weil der Transformations-bedingte Artenverlust erst durch einen typischerweise Jahrzehnte dauernden Renaturierungsvorgang wieder übergeführt wird in eine spontan entstehende neue Artenvielfalt. Diese ist sicher nicht identisch mit der ursprünglichen Artenvielfalt, kann aber bei ausreichender Renaturierungsdauer im allgemeinen als äquivalent zur ursprünglichen Artenvielfalt betrachtet werden.

Für die Ermittlung des lokalen Artenvielfalt-Schadens aus Transformation kann man nun auf das mittlere Bild von Abb. 5-1 abstützen. Der Transformations-Schaden ist derjenige Schaden, der sich einstellen würde, wenn nach erfolgter Transformation im Jahr 1 statt der eingezeichneten 89 Jahre Okkupations-Nutzung überhaupt keine weitere Nutzung erfolgen und die Landfläche A = 0.01 ha sofort der spontanen Renaturierung überlassen würde. Das mittlere Bild würde dann für

diesen Fall der «reinen» Transformation allein aus der schrägschraffierten Fläche bestehen, wobei diese aber um 89 Jahre nach links verschoben wäre, denn die Renaturierung der Fläche A würde bei Wegfall jeglicher Okkupation sofort nach dem Transformations-Vorgang im Jahr 1 beginnen. Es ergibt sich demnach bei der im mittleren Bild angenommenen Renaturierungsdauer von 3 Jahrzehnten:

$$\begin{aligned} \text{Lokaler Schaden aus Land-Transformation} &= 30 \text{ Arten} * 0.01 \text{ ha} * 30 \text{ Jahre} * \frac{1}{2} \\ &= 4.5 [\text{Arten} * \text{ha} * \text{Jahre}] \end{aligned}$$

Der Faktor $\frac{1}{2}$ bringt zum Ausdruck, dass die schrägschraffierte Fläche durch ein Dreieck approximiert wird.

Regionaler Schaden aus Land-Transformation:

Würde man auf der Fläche A = 0.01 ha eine «reine» Land-Transformation ohne jegliche nachfolgende Land-Okkupation durchführen, so bliebe auch dieser Vorgang nicht ohne Folgen auf den Artenverlust in der ganzen Region. Denn sofort nach der Land-Transformation und in der ersten Zeit danach wäre ja der Zustand der lokalen Fläche A bezüglich des lokalen Artenverlusts ungefähr gleich ungünstig wie im mittleren Bild von Abb. 5-1 eingezeichnet. Demzufolge würde auch eine Wirkung des ungünstigen Zustandes der Fläche A auf die umgebende Region einsetzen. Da aber der lokale Artenverlust auf Fläche A bei «reiner» Transformation schon nach wenigen Jahren wieder deutlich rückläufig würde, so nähme auch der *Zuwachs* des ungünstigen Einflusses auf die Region nach einigen Jahren deutlich ab. In Abb. 5-1 bedeutet das, dass im Falle der «reinen» Transformation ohne jegliche nachfolgende Okkupation das Anschwellen des regionalen Artenverlusts weniger gross wäre als im obersten Bild eingezeichnet, und schon nach 3 Jahrzehnten würde infolge voller Renaturierung der lokalen Fläche A überhaupt kein neuer ungünstiger Einfluss mehr auf die Region ausgehen, sodass der Verlauf der Artenverlust-Kurve im obersten Bild nur noch durch die zeitverzögerten Auswirkungen des lokalen Artenverlusts auf Fläche A während der ersten 3 Jahrzehnte beeinflusst wäre. Bei «reiner» Transformation ohne jegliche nachfolgende Okkupation von Fläche A würde der Schaden also viel kleiner als im obersten Bild von Abb. 5-1 eingezeichnet: Das maximale Ausmass des Artenverlustes von 0.00029 Arten würde weitem nicht erreicht, und schon viel früher als im Jahr 180 würde der regionale Artenverlust auf Null zurückgehen.

Nun sind allerdings derzeit keine empirischen Daten verfügbar, welche die Bestimmung der zeitlichen Verlaufs der regionalen Artenverlust-Kurve bei reiner Transformation erlauben würden. Daher wird ersatzweise eine approximative Berechnung des regionalen Artenvielfalt-Schadens aus Transformation vorgenommen wie folgt: Die schrägschraffierte Fläche des lokalen Artenverlusts im mittleren Bild von Abb. 5-1, welche die Ursache für den regionalen Artenverlust infolge Transformation darstellt, wird als Näherung in ein flächengleiches Rechteck verwandelt, das einen konstanten Artenverlust von 30 Arten während $0.5 * 30$ Jahren zum Ausdruck bringt. Damit wird die Transformation bezüglich ihrer lokalen Schadensfolgen einer Okkupation während 15 Jahren gleichgesetzt, und man kann fragen, wie gross der regionale Artenvielfalt-Schaden wäre, wenn als Auslöser ein

Artenverlust von 30 Arten auf der lokalen Fläche $A = 0.01$ ha während 15 Jahren wirken würde. Diese Frage ist nun aber im Rahmen der Gleichungen [5.1] schon beantwortet worden. Wir setzen daher als Approximation des gesuchten regionalen Schadens aus Transformation in Analogie zu [5.1]:

$$\begin{aligned} \text{Regionaler Schaden aus Land-Transformation} &= 0.00029 \text{ Arten} * 8600 \text{ ha} * 15 \text{ Jahre} \\ &= 37.4 \text{ [Arten} * \text{ha} * \text{Jahre]} \end{aligned}$$

Diese ersatzweise Berechnung will *nicht* die Aussage machen, dass der vom Transformations-Vorgang bewirkte regionale Artenverlust 0.00029 Arten während 15 Jahre betrage. Eine solche Aussage stünde im Widerspruch zu den weiter oben gemachten Überlegungen. Vielmehr wird mit dieser Berechnung ein Produkt (Artenverlust * Jahre) bestimmt, das *nicht die Form* der unbekannt regionalen Artenverlust-Kurve bei reiner Land-Transformation darstellt, sondern einen Schätzwert für deren *Integral*. Es kann mit Blick auf das oberste Bild von Abb. 5-1 festgestellt werden, dass der errechnete Schätzwert für den regionalen Artenvielfalt-Schaden aus Land-Transformation demjenigen Schaden entspricht, welcher nicht der Land-Okkupation zugeordnet werden kann, nämlich die horizontalschraffierte Fläche, abzüglich die Fläche zwischen der ausgezogenen und der gestrichelten Linie für den Zeitraum von Jahr 1 bis Jahr 60. Diese letztere Fläche stellt ja den Schaden dar, welcher weiter oben der Land-Okkupation der Jahre 1 bis 60 zugeordnet wurde, obschon in diesem Zeitintervall der Artenverlust gemäss abgebildeter Artenverlust-Kurve den Wert von 0.00029 noch gar nicht erreicht hatte. Diese Zuviel-Verrechnung muss nun von der horizontalschraffierten Fläche wieder subtrahiert werden, womit dann der gesamthaft an Land-Okkupation und Land-Transformation zugeordnete Schaden genau dem Integral unter der Artenverlust-Kurve des obersten Bildes von Abb. 5-1 entspricht.

Damit kommen wir zur numerischen Ermittlung des gesamten Schadens aus Land-Transformation.

Gesamter Schaden aus Land-Transformation:	Gesamtschaden = lokaler Schaden	+ regionaler Schaden	[5.2]
	= $30 \text{ Arten} * 0.01 \text{ ha} * 30 \text{ Jahre} * \frac{1}{2}$	+ $0.00029 \text{ Arten} * 8600 \text{ ha} * 15 \text{ Jahre}$	
	= 4.5	+ 37.4	
	= 41.9 [Arten * ha * Jahre]		

Der Schaden aus Land-Transformation ist demnach so gross wie der Schaden von 15 Jahren Land-Okkupation.

Die nachstehende Abb. 5-1 zeigt zur besseren Verständlichkeit des vorstehend Dargelegten bildlich den zeitlichen Verlauf der Schadensursachen Land-Transformation und nachfolgende Land-Okkupationen (unterstes Bild), sowie das Ausmass und die vorgeschlagene Zuordnung des bewirkten lokalen und regionalen Schadens (mittleres und oberstes Bild) auf diese Schadensursachen. Der Schaden hat die Dimension [Arten * ha * Jahre]; aus der Zeichnung kann nur Artenzahl und Zeit entnommen werden, deren Produkt zur Bestimmung der Schadenshöhe noch mit der

Bezugsfläche (0.01 ha für den lokalen Schaden und 8600 ha für den regionalen Schaden) zu multiplizieren ist.

Abschliessend soll noch einmal deutlich gemacht werden, dass im vorliegenden Konzept der Artenvielfalt-Schaden als reversibel betrachtet wird. Das heisst aber nicht, dass das Regenerationsvermögen der Natur nach Wegfall der schadensverursachenden Landnutzung auf der Fläche wieder den gleichen Zustand erzeugt, wie er vor den menschlichen Eingriffen vorhanden war: Wenn man z.B. eine Riedfläche auffüllt, humusiert und als Ackerland nutzt, so wird nach Aufgabe jeglicher Nutzung kaum mehr ein Ried der ursprünglichen Art entstehen. Aber die Kräfte der Natur werden die vom Menschen geschaffenen Geländeformen, Feuchtigkeitsverhältnisse, Bodenstrukturen etc. verändern, und es wird sich mit der Zeit eine neue Artenvielfalt einstellen, die in erster Näherung einmal als äquivalent zur seinerzeitigen Artenvielfalt betrachtet werden kann. Je nach Art der vorgenommenen Land-Transformation wird die für diese Renaturierung nötige Dauer verschieden sein.

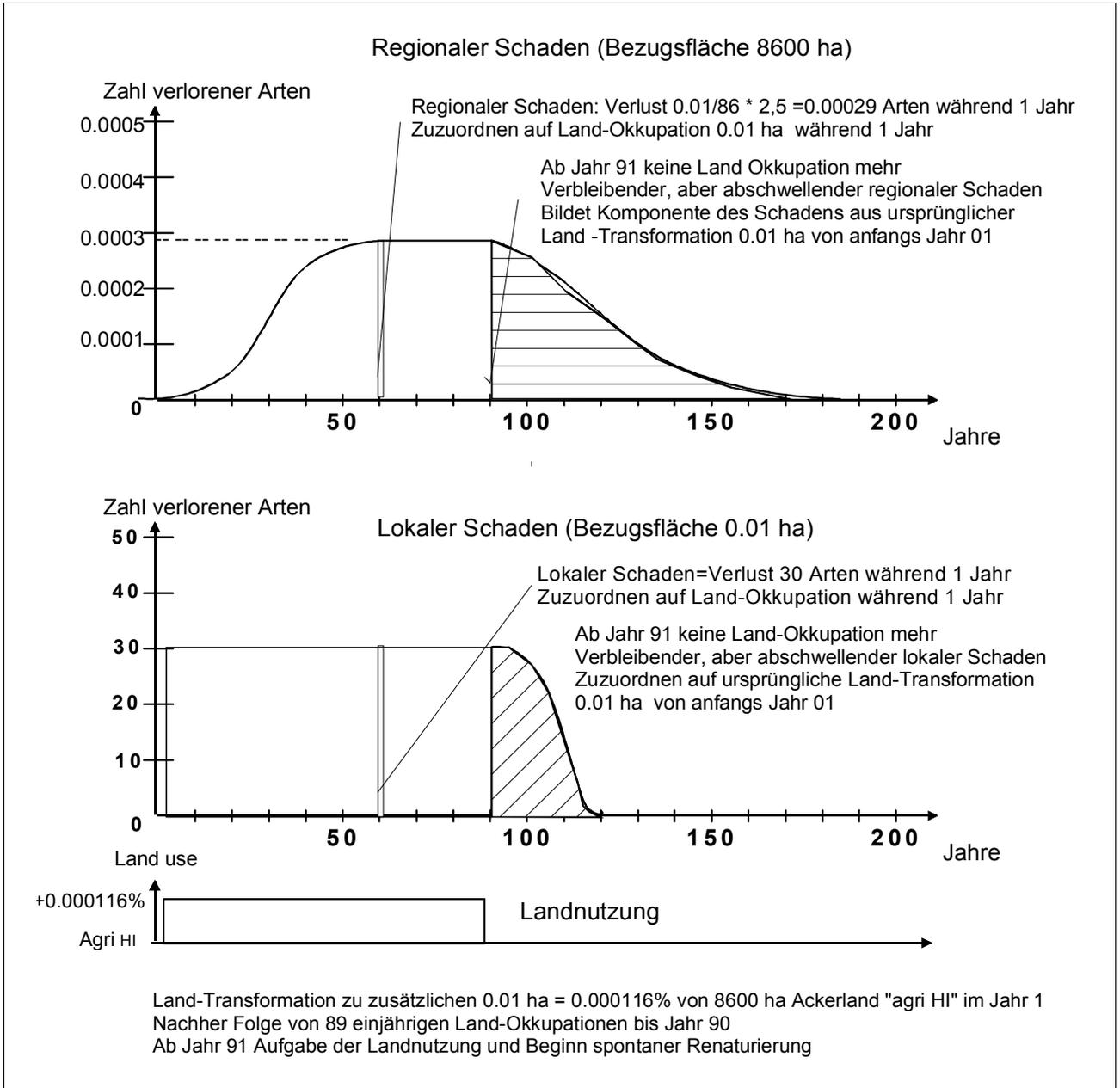


Abb. 5-1: Darstellung lokaler und regionaler Artenverlust aus einer Nutzung von 0.01 ha Ackerland im Schweizerischen Mittelland, und deren Zuordnung auf Land-Transformation/Okkupation.

5.3 Umweltschaden aus Landnutzung im Bereich potenzieller Fließgewässer-Auen

Es ist in Abschnitt 5.2 gezeigt worden, wie die Ökobilanzierung von Land-Okkupation und Land-Transformation durchgeführt werden kann, wenn es sich um

Landflächen handelt, für die «naturnahes» Land unter durchschnittlichen Verhältnissen des Schweizerischen Mittellandes als Referenzzustand angenommen wird. Im Abschnitt 5.3 soll nun die Frage verfolgt werden, wie der Artenvielfalt-Schaden bestimmt werden kann, wenn eine Landnutzung als Ackerland *innerhalb des Perimeters von potenziellen Fliessgewässer-Auen* erfolgt, d.h. innerhalb von Flächen, die seinerzeit einmal Auen waren. Eine Sonderbehandlung von Land-Nutzung im Bereich des potenziellen Fliessgewässer-Auenbereichs lässt sich aus dem Grund rechtfertigen, weil diese Gebiete potenziell einen besonders hohen und gefährdeten Artenbestand aufweisen, und weil man die Topographie eines Landes ja nicht dergestalt verändern kann, dass ein zerstörter Überschwemmungsbereich eines Flusses irgendwo auf der Landkarte als Ersatzobjekt neu gebildet werden könnte. Im Gegensatz dazu ist der Standort von anderen naturnahen Lebensräumen wie Wälder, Wiesen und Weiden weniger stark an die gegebene Topographie des Landes gebunden.

Im Fall der Landnutzung innerhalb von potenziellen Fliessgewässer-Auen steht der Fall der Land-Okkupation im Vordergrund, weil derzeit in der Schweiz von Gesetzes wegen keine ins Gewicht fallenden Land-Transformationen von aktiven Fliessgewässer-Auen zu nutzbarem Land durchgeführt werden dürfen. Dagegen werden in Form von Land-Okkupation grosse Teile von potenziellen Fliessgewässer-Auen weiterhin als Landwirtschafts- oder Siedlungsfläche genutzt.

Eine solche Nutzung innerhalb des Perimeters des potenziellen Überschwemmungsraums bedingt die Weiterführung des flussbaulichen Hochwasserschutzes und ergänzender kulturtechnischer Massnahmen für die betreffende Landfläche. Das heisst, dass der Fluss seine dynamische Gestaltungsfähigkeit auf diesem Gebiet trotz der natürlicherweise gegebenen topographischen Eignung weiterhin nicht ausüben darf. Damit ist die laufende Schaffung einer Vielzahl verschiedenartiger Lebensräume als Folge von Überschwemmung, Geschiebeablagerung, Erosion, etc unterbunden, und die von diesen Lebensräumen abhängigen Tiere und Pflanzen können nicht gedeihen.

Wie können nun die Erkenntnisse aus den Kapiteln 2 und 3 genutzt werden, um den Artenvielfalt-Schaden aus Land-Okkupation in potenziellen Fliessgewässer-Auen quantitativ festzulegen? Hierzu sind 2 Fragen zu beantworten:

- Wie kann man feststellen, ob eine zu prüfende Nutzfläche innerhalb des Perimeters einer potenziellen Fliessgewässer-Aue liegt?
- Welche Parameter-Werte sind in die Gleichung [5.1] für lokalen und für regionalen Schaden aus Land-Okkupation in Form von Ackerland einzusetzen, falls die zu prüfende Nutzfläche innerhalb einer potenziellen Fliessgewässer-Aue liegt?

Die erstgenannte Frage der Zugehörigkeit einer zu prüfenden Nutzfläche zu einer potenziellen Fliessgewässer-Aue kann fallweise anhand der in Abschnitt 2.1.3 genannten Kriterien beantwortet werden. Für rund einen Fünftel aller Kartenblätter

1:25'000 der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE, 1952-) sind im Rahmen dieser Studie aufgrund der genannten Kriterien die konkreten Grenzen der Auengebiete schon nach der Art von Abb. 2-1 kartographisch festgehalten worden.

Wie gross ist nun aber der Artenvielfalt-Schaden, wenn im schweizerischen Mittelland 0.01 ha potenzielle Fliessgewässer-Auenfläche 1 Jahr lang als Ackerland okkupiert ist? Dieser Schaden soll nachstehend nach dem Vorbild von Abschnitt 5.2 ausgedrückt werden als Rückgang der Gefässpflanzen-Artenzahl innerhalb der Fläche $A = 0.01$ Hektaren (lokaler Schaden) sowie im Bereiche einer die Fläche A umgebenden Region (regionaler Schaden).

Lokaler Schaden aus Land-Okkupation in potenziellen Fliessgewässer-Auen:

Für die Anwendung der Gleichungen [5.1] sollten wir nun wissen, wieviel Arten von Gefässpflanzen zu erwarten sind auf 100 m² einer «repräsentativen» aktiven Fliessgewässer-Aue. Dabei stellt sich sogleich das Problem, dass für aktive Fliessgewässer-Auen der kleinräumige Mix verschiedenartiger Lebensraum-Einheiten charakteristisch ist, während die üblicherweise durchgeführten Artenaufnahmen sich auf einzelne Lebensraum-Einheiten beziehen. Zum Beispiel sind in (BUWAL, 1993) Artenzahlen von (sehr artenreichen) Lebensraum-Einheiten wie den folgenden genannt:

- Weidengebüsche und Mäntel in Höhenlagen (110 Arten)
- Lavendelweiden-Sanddorn-Auengebüsch (178 Arten)
- Offene Lavendelweiden-Gebüsche mit Trockenheitszeigern (210 Arten)

Die Artenzahl auf einer Referenzfläche von 100 m² ist nun natürlich verschieden gross, je nachdem ob diese Fläche einen einzigen Lebensraum-Typ beinhaltet oder aber mehr als einen einzigen Lebensraum-Typ anschneidet. Mangels besserer Information halten wir uns an die in Abb. 4-1 dargestellten Daten, wo bei Untersuchungen von 0.01 ha grossen Bezugsflächen im Falle von sehr artenreichen Verhältnissen maximal 80–90 Arten gefunden wurden. Wir rechnen hier im Sinne einer groben Schätzung mit etwa 80 Arten von Gefässpflanzen auf einer durchschnittlichen aktiven Fliessgewässer-Auenfläche von 100 m². Unter dieser vorläufigen Annahme ergibt sich nach Gleichung [5.1]:

Lokaler Schaden aus Land-Okkupation 0.01 ha Ackerland während 1 Jahr im Auengebiet
= (80–10) Arten auf 0.01 Hektaren während 1 Jahr, oder
= 0.70 [Arten * ha * Jahre].

Regionaler Schaden aus Land-Okkupation in potenziellen Fliessgewässer-Auen:

Hier sind wiederum die gleichen Überlegungs-Schritte zu machen wie in Abschnitt 5.2.

- Wir betrachten zunächst einmal die gesamte historische Fliessgewässer-Auenfläche der Schweiz im Umfang von 129'211 ha, bestehend aus 48'135 ha

gegenwärtigen und 81'076 ha potenziellen Auenflächen (Abschnitt 2.4), als «Region».

- In den gegenwärtigen Auenflächen kommen gemäss (ROULIER, 2002) 1050 Arten von Gefässpflanzen vor. Wir haben festgestellt, dass 153 von diesen Arten gefährdet sind, solange lediglich 48'135 ha im Gebiet der historischen Auenflächen tatsächlich auch Auenflächen von mehr oder weniger guter Qualität sind (Abschnitt 3.3). Wir nehmen ergänzend an, dass die von Roulier angegebene Artenzahl sich nicht wesentlich verändert, wenn man nicht nur das gegenwärtig vorhandene Auengebiet betrachtet, sondern das ganze historische Auengebiet von 129'211 ha in seinen jetzigen Nutzungsformen einbezieht, da in den inzwischen für Landwirtschaft und Siedlung genutzten 81'078 ha vorwiegend nur Arten vorhanden sind, die auch in Auen vorkommen und daher in der Zählung von Roulier schon inbegriffen sein dürften. Aus Tab. 4-1 folgern wir, dass bei einem ersten Schritt der Zunahme der funktionsfähigen Auenflächen von 48'135 ha auf 56'243 ha (gleich +8108 ha) eine Abnahme der Zahl der gefährdeten Pflanzen um rund 15% der jetzt gefährdeten 153 Arten, also um etwa 23 Arten, zu erwarten wäre. Daraus ziehen wir den Umkehrschluss, dass die Aufrechterhaltung (Okkupation) von 0.01 ha Ackerland innerhalb der potenziellen Auenfläche einer Abnahme der Zahl der gefährdeten Pflanzen um $23 * 0.01 / 8108$ oder 0.000028 Arten im Wege steht. Die Land-Okkupation von 0.01 ha während eines Jahres für Ackerland im Auengebiet verunmöglicht also diese Gefährdungs-Abnahme; man kann daher dieser Land-Okkupation begründeterweise den Schaden eines Artenverlusts von 0.000028 Arten auf der ganzen Bezugsfläche von 129'211 ha während eines Jahres zuordnen. Denn, wenn die Land-Okkupation dauernd wegfiel und der Fluss wieder landschaftsgestaltend aktiv würde, so würde sich der Artenreichtum mit der Zeit wieder einstellen, indem die derzeit gefährdeten (und damit mit einer gewissen Zeitverzögerung voraussichtlich verschwindenden) Arten wieder zu ausreichend grossen Populationen heranwachsen würden.

Der regionale Schaden beträgt also

$$= 0.000028 \text{ Arten} * 129'211 \text{ ha} * 1 \text{ Jahr}$$

$$= 3.62 \text{ [Arten} * \text{ha} * \text{Jahre]}.$$

**Gesamt-Schaden aus
Land-Okkupation in
potenziellen
Fließgewässer-Auen:**

Gesamtschaden	= lokaler Schaden	+ regionaler Schaden	[5.3]
	= 0.7	+3.62 [Arten * ha * Jahr]	
	= 4.32 [Arten * ha * Jahr]		

Dieser gesamte Artenvielfalt-Schaden ist also wie bei den Berechnungen von Abschnitt 5.2 vorwiegend durch die Komponente des regionalen Schadens bedingt. Der Vergleich mit Abschnitt 5.2 zeigt darüber hinaus, dass der Gesamtschaden aus Land-Okkupation für Ackerbau im Falle der Beanspruchung von potenziellem Auengebiet etwa anderthalb mal so gross ist wie bei Beanspruchung von durchschnittlichem schweizerischem Mittelland (4.32 statt 2.79 [Art * Hektar * Jahr]).

Dieser Mehr-Schaden bei Beanspruchung von Auenland ist auf den ersten Blick nicht gerade eindrücklich – man hätte gefühlsmässig eher erwartet, dass die Beanspruchung von 0.01 ha im Auengebiet vielleicht das Zehnfache an Artenvielfalt-Schaden bewirkt, im Vergleich zur Beanspruchung von «mittlerem» Land. Allerdings ist bei diesem Vergleich nun noch ein wichtiger zusätzlicher Faktor einzubeziehen: Wenn eine Auen-abhängige Art im ganzen potenziellen Fliessgewässer-Auengebiet der Schweiz von 129'211 ha gefährdet ist, dann ist sie gemäss den Überlegungen von Kapitel 3 zugleich in der ganzen Schweiz gefährdet, also auf 4'129'300 ha Fläche, denn die Auen-abhängigen Arten sind für das Überleben im wesentlichen auf Auengebiet angewiesen, das ausserhalb der 129'211 ha auf dem schweizerischen Territorium nicht mehr zu finden ist. Demgegenüber bedeutet eine Arten-Gefährdung in einem einzigen Polygon von 8600 ha gemäss den Berechnungen von Abschnitt 5.2 im allgemeinen noch nicht, dass die betreffende Art auch in den übrigen paar hundert Polygonen der Schweiz gefährdet ist. Denn die meisten Lebensraum-Einheiten sind in mehreren oder vielen der rund 600 Polygonflächen der Schweiz vorhanden. Für die Beurteilung des Artenvielfalt-Schadens auf Ebene Schweiz ist es also begründbar, den Schaden aus Land-Okkupation innerhalb des potenziellen Auengebiets gemäss Gleichungen [5.3] noch zu multiplizieren mit dem Faktor CH-Gesamtfläche/CH-Auenfläche, also $4'129'300 \text{ ha} / 129'211 \text{ ha}$, oder 32.0.

Dies führt dann zum Ergebnis, dass in der Schweiz die Land-Okkupation innerhalb des Perimeters potenzieller Fliessgewässer-Auen für die Artenvielfalt etwa 50 Mal so schädlich ist wie die Land-Okkupation einer gleich grossen Fläche irgendwo im schweizerischen Mittelland mit «durchschnittlichen» Charakteristiken.

Abschliessend sei darauf hingewiesen, dass in der gegenwärtigen Praxis der Ökobilanzierung der Einbezug der Landnutzung erst in den Anfängen steckt. Dies dürfte sich mit der Zeit ändern, da neuerdings in Fachkreisen anerkannt ist, dass die beobachtbaren Reduktionen der Artenvielfalt vorwiegend auf Einflüsse der Landnutzung (und nicht auf andere Arten von Umwelteinwirkungen) zurückzuführen sind. Auf absehbare Zeit kann aber nicht damit gerechnet werden, dass eine Durchführung und Offenlegung von Ökobilanzen für landnutzende Herstellprozesse zu einer Abwendung der Konsumenten von Produkten und Dienstleistungen aus potenziellen Auengebieten, und damit zu einer fortschreitenden Nutzungsaufgabe und Renaturierung dieser Flächen, führen würden. Darum ist kurzfristig eine Sicherstellung von Fliessgewässer-Auenflächen in ausreichendem Umfang vor allem durch Propagierung der Flächenanforderungen gemäss Kapitel 4 anzustreben.

Anhänge

A1 Zufällige Reihenfolge der Blätter der Landeskarte der Schweiz 1:25'000 und Zuordnung zu den 12er Stichproben

Stichprobe	Blattnummer der Landeskarte der Schweiz 1:25'000
1	1113, 1197, 1273, 1132, 1274, 1146, 1155, 1096, 1091, 1250, 1230, 1241
2	1298, 1231, 1195, 1300, 1193, 1189, 1211, 1171, 1213, 1157, 1162, 1306
3	1232, 1313, 1116, 1219, 1249, 1218, 1134, 1050, 1065, 1051, 1152, 1110
4	1287, 1167, 1188, 1173, 1221, 1223, 1191, 1107, 1070, 1235, 1244, 1115
5	1284, 1199, 1094, 1304, 1186, 1263, 1245, 1075, 1053, 1226, 1185, 1373
6	1133, 1106, 1275, 1344, 1352, 1151, 1011, 1239b, 1258, 1095, 1168, 1159
7	1130, 1093, 1254, 1346, 1256, 1031, 1264, 1253, 1087, 1234, 1237, 1247
8	1111, 1280, 1209, 1052, 1049, 1126, 1333, 1124, 1236, 1072, 1222, 1265
9	1334, 1067, 1349, 1240, 1203, 1183, 1291, 1090, 1294, 1123, 1332, 1327
10	1163, 1069, 1150, 1169, 1276, 1012, 1175, 1199b, 1238, 1210, 1309, 1184
11	1252, 1194, 1212, 1326, 1033, 1176, 1286, 1170, 1217, 1149, 1187, 1071
12	1214, 1246, 1281, 1154, 1324, 1296, 1208, 1047, 1055, 1224, 1308, 1178
13	1112, 1207, 1347, 1242, 1262, 1166, 1289, 1177, 1085, 1345, 1190, 1285
14	1172, 1205, 1227, 1076, 1182, 1219b, 1035, 1064, 1092, 1233, 1270, 1374
15	1348, 1271, 1144, 1243, 1366, 1196, 1293, 1198, 1325, 1215, 1068, 1290
16	1229, 1267, 1261, 1066, 1206, 1153, 1239, 1192, 1135, 1228, 1114, 1127
17	1251, 1109, 1307, 1054, 1073, 1305, 1145, 1125, 1201, 1165, 1179, 1277
18	1312, 1301, 1225, 1131, 1257, 1148, 1314, 1048, 1353, 1288, 1365, 1255
19	1034, 1328, 1269, 1311, 1084, 1266, 1089, 1268, 1108, 1104, 1204, 1292
20	1136, 1260, 1128, 1278, 1216, 1129, 1032, 1105, 1248, 1147, 1164, 1143
Rest	1074, 1056, 1329, 1088, 1086, 1272, 1156, 1202, 1174

A2 Schätzung eines Vertrauensintervalls des Flächenrückgangs der Fliessgewässerauen Schweiz

A 2.1 Kombination der zur Stichprobe gehörenden Kartenblätter mit Ausland-Anteil

Kombination	Zur Kombination gehörende Blätter der Landeskarte 1:25'000
K 1	1116, 1274
K 2	1155
K 3	1096, 1298
K 4	1241
K 5	1157, 1162, 1300
K 6	1219
K 7	1050, 1065
K 8	1051
K 9	1221
K 10	1115

A 2.2 Kombination der nicht zur Stichprobe gehörenden Kartenblätter mit Ausland-Anteil

Kombination	Zur Kombination gehörende Blätter der Landeskarte 1:25'000
K 11	1035, 1056, 1136, 1219b, 1240, 1263, 1280, 1284, 1344, 1352
K 12	1123, 1159, 1199, 1199b
K 13	1304, 1334
K 14	1011, 1178, 1239b, 1275, 1373
K 15	1012, 1049, 1064, 1258, 1332, 1349
K 16	1254
K 17	1346
K 18	1031, 1047
K 19	1264, 1374
K 20	1333, 1366
K 21	1033, 1124
K 22	1066, 1067
K 23	1262, 1291
K 24	1201, 1294
K 25	1163, 1260
K 26	1276
K 27	1238, 1296
K 28	1309
K 29	1076, 1281, 1290
K 30	1182, 1324
K 31	1034, 1048, 1055
K 32	1311, 1347
K 33	1289
K 34	1084, 1177
K 35	1085
K 36	1345
K 37	1104, 1270
K 38	1348
K 39	1271
K 40	1198
K 41	1068
K 42	1261
K 43	1239
K 44	1135
K 45	1179, 1301
K 46	1277
K 47	1314, 1365
K 48	1353
K 49	1255
K 50	1278
K 51	1032
K 52	1105
K 53	1143, 1329
K 54	1086
K 55	1156
K 56	1202

A 2.3 Bestimmung von Mittelwert und Varianz der Stichprobe aus der Population der kombinierten Kartenblätter

Blatt	Inland-Fläche (km ²)	Rückgang (ha)	Extrapolation (ha)
1091	210.0	1'861.4	366'011
1113	210.0	243.8	47'937
1132	210.0	655.9	128'966
1146	210.0	948.9	186'585
1197	210.0	174.2	34'263
1230	210.0	0.0	0
1250	210.0	278.5	54'755
1273	210.0	600.3	118'035
1171	210.0	133.3	26'208
1189	210.0	0.0	0
1193	210.0	39.6	7'787
1195	210.0	368.8	72'524
1211	210.0	0.0	0
1213	210.0	214.4	42'152
1231	210.0	93.8	18'454
1306	210.0	1'783.3	350'652
1110	210.0	195.9	38'521
1134	210.0	246.5	48'462
1152	210.0	534.8	105'164
1218	210.0	163.4	32'124
1232	210.0	45.5	8'947
1249	210.0	0.0	0
1313	210.0	2'679.7	526'916
1070	210.0	419.3	82'451
1107	210.0	751.9	147'839
1167	210.0	480.9	94'566
1173	210.0	204.8	40'267
1188	210.0	32.1	6'305
1191	210.0	144.6	28'429
1223	210.0	0.0	0
1235	210.0	43.7	8'593
1244	210.0	0.0	0
1287	210.0	1'142.7	224'691
K 1	201.3	58.4	11'987
K 2	195.0	392.7	83'159
K 3	176.3	376.2	88'146
K 4	193.1	0.0	0
K 5	206.9	215.4	42'990
K 6	168.8	0.0	0
K 7	189.4	709.3	154'661
K 8	133.1	540.1	167'535
K 9	135.0	18.3	5'594
K 10	188.1	322.8	70'852
Mittelwert			80'756
Varianz (ha ²)			12'248'833'224

A3 Abschätzung des Aufwands für eine verbesserte Genauigkeit des Gesamtergebnisses

Eine einfache Abschätzung der benötigten Stichprobengrösse n_0 , um für das Stichprobenmittel eine Varianz V zu erreichen, liefert allgemein (HULLIGER, 2000, S.13):

$$n_0 = \frac{D^2}{V} \quad [\text{A.1}]$$

Hier ergibt sich durch schätzen der Varianz der Population D^2 durch die Varianz der Stichprobe d^2 und durch Berücksichtigung der Endlichkeitskorrektur

$$n^*/(1 - n^*/N^*) = \frac{d^{*2}}{V^*} \quad [\text{A.2}]$$

Mit dem Stern deuten wir wieder an, dass sich die entsprechende Grösse auf die Population mit den kombinierten Kartenblättern bezieht. Die prozentuale Abweichung der Obergrenze des 95%-Vertrauensintervalls $VI(\%)^*$ vom Mittelwert \bar{y}_s^* schätzt man mit

$$VI(\%)^* = \frac{196\sqrt{V^*}}{\bar{y}_s^*} \quad [\text{A.3}]$$

Daraus ergibt sich die Beziehung

$$VI(\%)^* = 196 \frac{d^*}{\bar{y}_s^*} \sqrt{\frac{N^* - n^*}{N^* n^*}} \quad [\text{A.4}]$$

In Abb. A-1 von Anhang A-3 ist die prozentuale Abweichung der Obergrenze des 95%-Vertrauensintervalls $VI(\%)^*$ vom Mittelwert \bar{y}_s^* als Funktion von n^* dargestellt. d^* und \bar{y}_s^* wurden aus der Stichprobe geschätzt (vgl. Abschnitt A 2.3). Die Pfeile geben den gemäss Tab. 2-7 erreichten Wert von rund 36% bei einem n^* von 43 an. Man sieht, dass eine wesentliche Verkleinerung des 95%-Vertrauensintervalls nur mit verhältnismässig grossem Aufwand zu erreichen wäre. Wollte man dieses beispielsweise von gegenwärtig rund $\pm 36\%$ auf 20% des Mittelwerts \bar{y}_s^* verkleinern, müssten schätzungsweise *zusätzlich* noch sechs 12er-Stichproben – d.h. die Hälfte *mehr* als bisher – bearbeitet werden.

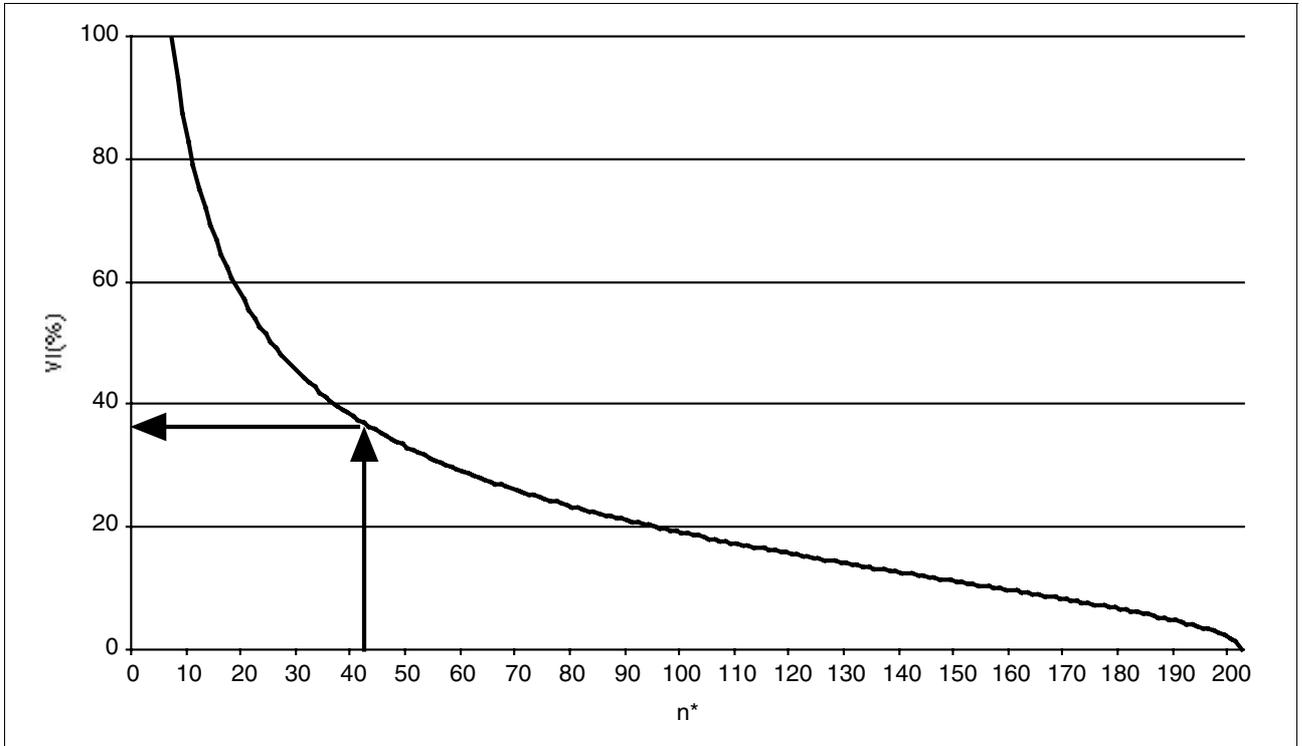


Abb. A-1: Prozentuale Abweichung der Obergrenze des 95%-Vertrauensintervalls $VI(\%)*$ vom Mittelwert \bar{y}_s^* als Funktion von n^* ; d^* und \bar{y}_s^* wurden aus der Stichprobe geschätzt

A4 Bestimmung der aufgrund des Rückgangs der Fliessgewässer-Auenflächen gefährdeten Gefässpflanzen-Arten

A 4.1 Liste der in der neuen Roten Liste nicht mehr aufgeführten Gefässpflanzen-Arten

Name der Art	Bemerkung
<i>Agrostis verticillata</i>	Ist in der Schweiz nur äusserst selten adventiv vorgekommen und wird in der neuen Roten Liste nicht mehr berücksichtigt
<i>Azola filiculoides</i>	Kommt in der Schweiz nicht vor
<i>Berula erecta</i> f. <i>submersa</i>	wird nach Synonymieindex als in <i>Berula erecta</i> L. eingeschlossenes Taxon betrachtet
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	Ist in der Schweiz nur äusserst selten adventiv vorgekommen und wird in der neuen Roten Liste nicht mehr berücksichtigt
<i>Najas marima</i> var. <i>intermedia</i>	wird nach Synonymieindex als in <i>Najas marina</i> L. eingeschlossenes Taxon betrachtet
<i>Potamogeton compressus</i>	Ist in der Schweiz nur äusserst selten adventiv vorgekommen und wird in der neuen Roten Liste nicht mehr berücksichtigt

A 4.2 Liste der nach IUCN nicht als gefährdet eingestuften Gefässpflanzen-Arten

Name der Art	Laufnummer	IUCN-Status Schweiz
<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	59500	LC
<i>Brassica nigra</i> (L.) W. D. J. Koch	64500	DD

A 4.3 Liste der Gefässpflanzen-Arten, die nicht als Bestandteil der schweizerischen Flora gelten können

Name der Art	Bemerkung
<i>Anthriscus cerefolium</i> (L.) Hoffm.	Gewürzpflanze
<i>Arabis scabra</i> All.	Felsritzen-/Geröllpflanze (GE)
<i>Aristolochia rotunda</i> L.	Mediterranpflanze (TI, GR)
<i>Glaucium flavum</i> Crantz	Pflanze des Meerspülsaums
<i>Hymenolobus procumbens</i> (L.) Nutt.	Pflanze des Meerspülsaums
<i>Salix alpina</i> Scop.	Nicht in der Schweiz
<i>Vallisneria spiralis</i> L.	Tropische Aquariumspflanze

A 4.4 Liste der Gefässpflanzen-Arten, die sowohl in Auen-abhängigen als auch nicht Auen-abhängigen Lebensräumen existieren (Nummern der Lebensraum-Einheiten nach (DELARZE et al., 1999)

Name der Art	Auen-abhängiger Lebensraum	Nicht Auen-abhängige Lebensräume
<i>Aethionema saxatile</i> (L.) R. Br.	3.2.1	3.3.1.5

<i>Calamagrostis canescens</i> (F. H. Wigg.) Roth	2.1.2.2	5.3.7, 6.1.1
<i>Odontites vernus</i> subsp. <i>serotinus</i> Corb.	7.1.1	4.5.3
<i>Parietaria officinalis</i> L.	5.1.5	6.3.9

A 4.5 Liste der aufgrund des Rückgangs der Fließgewässer-Auenflächen gefährdeten Gefäßpflanzen-Arten

Name der Art	Lauf- Nummer	Code	IUCN- Status Schweiz
<i>Agropyron pungens</i> (Pers.) Roem. & Schult.	8000		NT
<i>Alisma gramineum</i> Lej.	21700	B	EN
<i>Alisma lanceolatum</i> With.	21800		VU
<i>Allium scorodoprasum</i> L.	24300	A	VU
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	25500		VU
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	25700		VU
<i>Anagallis minima</i> (L.) E. H. L. Krause	30000		EN
<i>Anthriscus caucalis</i> M. Bieb.	35600		VU
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Lag.	38500	A	CR
<i>Apium repens</i> (Jacq.) Lag.	38600	A	CR
<i>Aremonia agrimonoides</i> (L.) DC.	43200		NT
<i>Aristolochia clematitis</i> L.	44600	A	VU
<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	59400	A	NT
<i>Bidens cernua</i> L.	60800		EN
<i>Bidens radiata</i> Thuill.	61200		CR
<i>Blackstonia acuminata</i> (W. D. J. Koch & Ziz) Domin	62300		EN
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds.	62400		VU
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	62900		EN
<i>Bryonia alba</i> L.	67500	A	CR
<i>Callitriche obtusangula</i> Le Gall	73200	A	CR
<i>Carex atrofusca</i> Schkuhr	83600	A	VU
<i>Carex bicolor</i> All.	83900	A	NT
<i>Carex bohémica</i> Schreb.	84000	A	CR
<i>Carex buxbaumii</i> Wahlenb.	84500		EN
<i>Carex dioica</i> L.	86200		NT
<i>Carex maritima</i> Gunnerus	89900	A	VU
<i>Carex microglochin</i> Wahlenb.	90200	A	VU
<i>Carex otrubae</i> Podp.	91400	B	VU
<i>Carex pseudocyperus</i> L.	92900		VU
<i>Carex vaginata</i> Tausch	95100	A	EN
<i>Carpesium cernuum</i> L.	96800		CR
<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) P. Beauv.	97300	A	VU
<i>Centaurium pulchellum</i> (Sw.) Druce	101300		VU
<i>Ceratophyllum submersum</i> L.	105600		EN
<i>Chenopodium ficifolium</i> Sm.	108900		NT
<i>Chenopodium glaucum</i> L.	109100		NT

Name der Art	Lauf- Nummer	Code	IUCN- Sta- tus Schweiz
<i>Chondrilla chondrilloides</i> (Ard.) H. Karst.	110300	A	EN
<i>Cicuta virosa</i> L.	113300	A	EN
<i>Corrigiola litoralis</i> L.	120900	A	CR
<i>Crepis foetida</i> L.	123600		VU
<i>Crepis setosa</i> Haller f.	125200		VU
<i>Cucubalus baccifer</i> L.	126700	A	VU
<i>Cyperus flavescens</i> L.	129700	B	VU
<i>Cyperus fuscus</i> L.	129800	B	VU
<i>Cyperus longus</i> L.	130000	B	EN
<i>Cyperus michelianus</i> (L.) Delile	130100	B	RE
<i>Cyperus rotundus</i> L.	130200	B	RE
<i>Cyperus serotinus</i> Rottb.	130300	B	RE
<i>Dactylorhiza cruenta</i> (O. F. Müll.) Soó	132100		VU
<i>Dactylorhiza lapponica</i> (Hartm.) Soó	132500		NT
<i>Dipsacus pilosus</i> L.	139400		VU
<i>Draba muralis</i> L.	141200		VU
<i>Eleocharis ovata</i> (Roth) Roem. & Schult.	145600		EN
<i>Euphorbia palustris</i> L.	160800		VU
<i>Fumaria capreolata</i> L.	174800		VU
<i>Galium rubioides</i> L.	180000	A	CR
<i>Geranium divaricatum</i> Ehrh.	187300	B	EN
<i>Geranium palustre</i> L.	187900	A	NT
<i>Glyceria declinata</i> Bréb.	191400		EN
<i>Gnaphalium luteoalbum</i> L.	192300		VU
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	192700		NT
<i>Gypsophila muralis</i> L.	193600		EN
<i>Holoschoenus romanus</i> (L.) Fritsch	207000		CR
<i>Hottonia palustris</i> L.	208600		EN
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	209300	B	EN
<i>Illecebrum verticillatum</i> L.	213400		RE
<i>Inula britannica</i> L.	214000		EN
<i>Inula helvetica</i> Weber	214500	A	VU
<i>Isolepis setacea</i> (L.) R. Br.	216300		VU
<i>Juncus ambiguus</i> Guss.	217900	B	CR
<i>Juncus arcticus</i> Willd.	218000	A	VU
<i>Juncus capitatus</i> Weigel	218400		CR
<i>Juncus castaneus</i> Sm.	218500	B	EN
<i>Juncus sphaerocarpus</i> Nees	219500		CR
<i>Juncus tenageia</i> L. f.	219900		CR
<i>Kobresia simpliciuscula</i> (Wahlenb.) Mack.	222700	B	NT
<i>Leersia oryzoides</i> (L.) Sw.	231800	A	EN
<i>Lemna gibba</i> L.	232200		RE
<i>Lemna minuta</i> Humb. & al.	232410	B	EN

Name der Art	Lauf- Nummer	Code	IUCN- Sta- tus Schweiz
Lemna trisulca L.	232500		NT
Leontodon saxatilis Lam.	234200		NT
Leucojum aestivum L.	237000		VU
Limosella aquatica L.	238700		EN
Lindernia procumbens (Krock.) Philcox	240400		RE
Liparis loeselii (L.) Rich.	241800		VU
Ludwigia palustris (L.) Elliott	245300		CR
Lythrum hyssopifolia L.	251900		CR
Lythrum portula (L.) D. A. Webb	252000		EN
Malaxis monophyllos (L.) Sw.	252600	A	VU
Mentha pulegium L.	258300		EN
Mentha suaveolens Ehrh.	258600		VU
Montia fontana subsp. chondrosperma (Fenzl) Walters	264300		RE
Myosurus minimus L.	267400		CR
Myriophyllum alterniflorum DC.	267600		EN
Najas flexilis (Willd.) Rostk. & Schmidt	268200		RE
Najas marina L.	268400		VU
Najas minor All.	268500		EN
Nasturtium microphyllum (Boenn.) Rchb.	269800	A	EN
Nuphar pumila (Timm) DC.	272400		EN
Oenanthe aquatica (L.) Poir.	273600		EN
Orchis palustris Jacq.	281300		VU
Ornithogalum nutans L.	283200		VU
Pinguicula grandiflora Lam. s.str.	304400		EN
Pisum sativum subsp. elatius (M. Bieb.) Asch. & Graebn.	306900		EN
Polygonum lapathifolium subsp. danubiale (A. Kern.) O. Schwarz	315200	A	CR
Potamogeton acutifolius Link	318000		CR
Potamogeton gramineus L.	318900		EN
Potamogeton helveticus (G. Fisch.) W. Koch	319000	A	EN
Potamogeton nodosus Poir.	319300	A	VU
Potamogeton obtusifolius Mert. & W. D. J. Koch	319500		CR
Potamogeton plantagineus Roem. & Schult.	319900		EN
Potamogeton praelongus Wulfen	320100		EN
Potamogeton trichoides Cham. & Schldl.	320400		CR
Potenzilla supina L.	324800		EN
Ranunculus peltatus Schrank	340000		EN
Ranunculus rionii Lagger	341100	A	CR
Ranunculus sardous Crantz	341200		CR
Ranunculus sceleratus L.	341500		VU
Rumex aquaticus L.	359600	A	EN
Rumex hydrolapathum Huds.	360000		EN
Rumex maritimus L.	360200		CR

Name der Art	Lauf- Nummer	Code	IUCN- Sta- tus Schweiz
<i>Sagina apetala</i> Ard. s.str.	361500		VU
<i>Sagina apetala</i> subsp. <i>erecta</i> F. Herm.	361600		NT
<i>Sagina nodosa</i> (L.) Fenzl	362100		VU
<i>Sagina subulata</i> (Sw.) C. Presl	362400		EN
<i>Samolus valerandi</i> L.	368500		CR
<i>Schoenoplectus mucronatus</i> (L.) Palla	378300		EN
<i>Schoenoplectus supinus</i> (L.) Palla	378600		CR
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> (C. C. Gmel.) Palla	378700		VU
<i>Scrophularia auriculata</i> L.	381800		CR
<i>Senecio erraticus</i> Bertol.	388300		EN
<i>Sison amomum</i> L.	398100		CR
<i>Sisymbrium strictissimum</i> L.	398800		VU
<i>Sonchus palustris</i> L.	402000	B	RE
<i>Sparganium emersum</i> Rehmman	403000	B	VU
<i>Sparganium erectum</i> subsp. <i>microcarpum</i> (Neuman) Domin	403300		EN
<i>Sparganium erectum</i> subsp. <i>neglectum</i> (Beeby) K. Richt.	403400		EN
<i>Spergularia segetalis</i> (L.) Don	404800		RE
<i>Spiranthes aestivalis</i> (Poir.) Rich.	405000		VU
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	405200		NT
<i>Stratiotes aloides</i> L.	409700		VU
<i>Teucrium scordium</i> L.	415200		EN
<i>Thalictrum flavum</i> L.	415800		VU
<i>Thalictrum morisonii</i> C. C. Gmel.	416400	A	EN
<i>Trapa natans</i> L.	423500		CR
<i>Trifolium fragiferum</i> L.	425400		VU
<i>Typha minima</i> Hoppe	432300	A	EN
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	434200		VU
<i>Valeriana pratensis</i> Dierb.	436000	B	EN
<i>Veronica acinifolia</i> L.	440100		CR
<i>Veronica anagalloides</i> Guss.	440600	B	CR
<i>Veronica catenata</i> Pennell	441300	B	EN
<i>Zannichellia palustris</i> L.	455700		VU

A 4.6 Von Fliessgewässern abhängige Lebensräume mit Anzahl gefährdeter Gefässpflanzen-Arten

Lebensraum	Anzahl gefährdete Arten
1 Gewässer	29
1.1.2 Potamion	12
1.1.3 Lemnion	7
1.1.4 Nymphaeion	4
1.2.1 Ranunculion fluitantis	4.5
1.2.2 Fontinalidion antipyreticae	1.5
2 Vegetation der Ufer und Feuchtgebiete	87
2.1.2.2 Phalaridion	12
2.1.4 Glycero-Sparganion	6
2.2.3 Caricion davallianae	8
2.2.5 Caricion bicolori-atrofuscae	9
2.3.3 Filipendulion	7
2.5.1 Nanocyperion	35
2.5.2 Bidention	10
3 Gletscher, Fels, Schutt und Geröll	1
3.2.1.1 Epilobion fleischeri	1
5 Krautsäume, Hochstaudenfluren, Gebüsche	14
5.1.3 Convolvulion	3
5.1.5 Aegopodium + Alliarion	9
5.3.2 Berberidion	2
5.3.6 Salicion elaeagni	0
5.3.8 Salicion waldsteinianae	0
6 Wälder	4
6.1.2 Salicion albae	1
6.1.4 Fraxinion	3
7 Ruderalstandorte	16
7.1.1 Agropyro-Rumicion	13
7.1.6 Dauca-Melilotion	3
8 Pflanzungen, Äcker, Kulturen	2
8.2.3.1 Polygono-Chenopodion	2
Total Gefässpflanzen-Arten	153

A 4.7 Verteilung der von Auen-Standorten abhängigen Gefässpflanzen-Arten auf die Gefährdungsgrade nach IUCN, 2001

IUCN-Status Schweiz	Anzahl Arten
EX (Extinct – ausgestorben)	0
EW (Extinct in the Wild – in der Natur ausgestorben)	0
RE (Regionally Extinct – regional, bzw. in der Schweiz, ausgestorben)	10
CR (Critically Endangered – vom Aussterben bedroht)	31
EN (Endangered – stark gefährdet)	49
VU (Vulnerable – verletzlich)	48
NT (Near Threatened – potenziell gefährdet)	15
Total Gefässpflanzen-Arten	153

Literaturverzeichnis

- ARRHENIUS O., 1921: *Species and area*, J. of Ecology 9, p. 95–99.
- BROGGI M.F., SCHLEGEL H., 1989: *Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft*, Bericht Nr. 31 des Nationalen Forschungsprogramms Nr. 22 'Boden', Liebefeld-Bern
- BUNDESAMT FÜR STATISTIK (Hrsg.), 1992: *Die Bodennutzung der Schweiz. Arealstatistik 1979/1985. Kriterienkatalog*. Bundesamt für Statistik, Bern
- BUNDESAMT FÜR STATISTIK (Hrsg.), 2002: *Statistisches Jahrbuch der Schweiz 2001*. Bundesamt für Statistik, Bern
- BUWAL (Hrsg.), 1992: *Immissionsmesswerte 1991*. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 178, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- BUWAL (Hrsg.), 1993: *Kartierung der Auengebiete von Nationaler Bedeutung*. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 199, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- BUWAL (Hrsg.), 1997: *Umwelt in der Schweiz 1997- Daten, Fakten, Perspektiven*. Bundesamt für Statistik und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- BUWAL (Hrsg.), 1999: *Gletschervorfelder und alpine Schwemmebenen als Auengebiete*. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 305, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- BUWAL (Hrsg.), 2000: *NADUF Messresultate 1977–1998*, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 319, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- CONNOR E.F., MCCOY E.D., 1979: *The statistics and biology of the species-area relationship*, The American Naturalist 113(6), S.791–833
- DELARZE R., GONSETH Y., GALLAND P., 1999: *Lebensräume der Schweiz. Ökologie – Gefährdung – Kennarten*. Ott-Verlag, Thun
- DUELLI P., OBRIST M.K., 1998: *In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas*. Biodiversity and Conservation, 7(3) 193–309.
- GERBER Ed., 1967: *Die Flussauen in der schweizerischen Kulturlandschaft*. Geographica Helvetica 22 (1), Separatdruck
- EBERSTALLER J., HAIDVOGL G., JUNGWIRTH. M., 1997: *Gewässer- und Fischökologisches Konzept Alpenrhein*. Universität für Bodenkultur, Wien
- GOEDKOOP M., SPRIENSMA R., 1999: *The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment – Methodology Report*, Zoetermeer NL
- HAIDVOGL G., EBERSTALLER J., 1997: *Gewässer- und Fischökologisches Konzept Alpenrhein. Teil 2. Analyse der historischen Verhältnisse*. Universität für Bodenkultur, Wien
- HESS H.E., LANDOLT E., HIRZEL R., 1976–1980: *Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete*. 3 Bde, 2. Aufl.. Birkhäuser, Basel & Stuttgart
- HULLIGER B., 2000: *Einführung in die Methoden der Stichprobenerhebungen*. Bundesamt für Statistik, Neuchâtel
- IUCN, 2001: *IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 3.1.1 IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge UK
- KÖLLNER T., 2001: *Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality*, Bamberg D
- KUHN N., AMIET R., 1988a: *Inventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Allgemeiner Teil. Entwurf für die Vernehmlassung*. Eidg. Departement des Innern, Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz, Bern
- KUHN N., AMIET R., 1988b: *Inventar der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Spezieller Teil. Entwurf für die Vernehmlassung*. Eidg. Departement des Innern, Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz, Bern
- KUHN N., 1987: *Schematische Darstellung der Vegetation Mitteleuropas*. Natur und Landschaft 62 (1987) Heft 11, S. 484–485

- LANDOLT E., 1991: *Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- LAUBER K., WAGNER G., 2001: *Flora Helvetica*. 1615 S., 3. Aufl.. Haupt, Bern-Stuttgart-Wien
- MIDDLETON B., 1998: *Wetland Restoration – Flood Pulsing and Disturbance Dynamics*. New York 1998
- NZZ, 2002: *Geringste Artenvielfalt im Mittelland*. Neue Zürcher Zeitung vom 28.6.2002, S. 17
- OBERDORFER E. unter Mitarb. v. SCHWABE A. u. MÜLLER T., 2001: *Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete*. 8., stark überarb. u. erg. Aufl., 1051 S.. Ulmer, Stuttgart
- RIO, 1992: *Übereinkommen des UNEP über die biologische Vielfalt*. Publiziert in der Schweizerischen Gesetzessammlung SS 0.451.43
- ROULIER C., 2002: Schriftliche Mitteilung mit vollständiger Artenliste vom 6.6.2002
- SETAC, 2002 : *Life-Cycle Impact Assessment – Striving towards Best Practice*, published by SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), Pensacola USA
- SIEGRIST R., 1913: *Die Auenwälder der Aare mit besonderer Berücksichtigung ihres genetischen Zusammenhanges mit anderen flussbegleitenden Pflanzengesellschaften*. Diss. ETH Zürich
- THIELEN R., TOGNOLA M., ROULIER C., TEUSCHER F., BONNARD L., LUSSI S., 2001: 2. *Ergänzung des Bundesinventars der Auengebiete von nationaler Bedeutung. Technischer Bericht*. Auenberatungsstelle, Bern
- UNEP/WCMC, 2000: *Global Biodiversity*. Cambridge UK
- UMWELTSTAT, 2002: *Statistisches Lexikon der Schweiz*, <http://www.jahrbuch-stat.ch>
- ZDSF, 2002: *Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz*. Zentrum des Datenverbundnetzes der Schweizer Flora, Genf (in Bearbeitung)

Kartenmaterial:

- BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE (Hrsg.), 1952-: *Landeskarte der Schweiz 1:25'000*. Aktuellste Ausgabe. Bundesamt für Landestopographie, Wabern
- DUFOUR G. H., 1864–1867: *Topographische Karte des Kantons Luzern 1:25'000*. H. Müllhaupt u. Sohn, Bern
- EIDGENÖSSISCHES STABSBUROU (Hrsg.), 1870–1926: *Topographischer Atlas der Schweiz 1:25'000 & 1:50'000*. Erstausgabe. Eidgenössisches Stabsbureau, Bern
- ESCHMANN J., 1851–1856: *Topographische Karte des Cantons St. Gallen mit Einschluss des Cantons Appenzell 1:25'000*. Topographische Anstalt v. Joh. Wurster & Comp., Winterthur
- IMHOF E., 1965–1978: *Atlas der Schweiz. Bodenkarte der Schweiz 1:500'000*. Blatt 7a**. Eidgenössische Landestopographie, Wabern
- MICHAELIS E. H., 1991: *Trigonometrisch-topographische Karte des eidgenössischen Kantons Aargau 1:25 000*. Im Auftrag der Staatsbehörden nach dem Massstabe von 1:25 000 in den Jahren 1837 bis 1843 aufgenommen. Cartographica Helvetica, Murten
- SCHWEIZERISCHE GEOLOGISCHE KOMMISSION (Hrsg.), 1980: *Geologische Karte der Schweiz 1:500'000*. Eidg. Landestopographie, Bern
- SCHWEIZERISCHE GEOLOGISCHE KOMMISSION (Hrsg.), 1942–1964: *Geologische Generalkarte der Schweiz 1:200'000*. Kümmerly & Frey, Bern
- WILD J., 1990: *Karte des Kantons Zürich im Masstab von 1:25'000*. Nach den in den Jahren 1843–1851 gemachten Aufnahmen. Meliorations- und Vermessungsamt des Kantons Zürich, Zürich