

Universität für Bodenkultur, Wien

DIPLOMARBEIT

Kalibrierung von abiotischen Kriterien zur Entwicklung
eines ökologischen Bewertungsmodells für
Fließgewässer mithilfe von mehrdimensionaler
Abflussmodellierung –
HISTORISCHER ZUSTAND

ausgeführt am

Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau

betreut von

Ao.Univ.Prof.DI.Dr. Helmut Mader

eingereicht von

Bertram HÄUPLER

Wien, Februar 2007

Vorwort

Bevor es wissenschaftlich wird, möchte ich mich hiermit bei allen Menschen bedanken, die es mir ermöglicht haben, diese Diplomarbeit zu vollenden.

Herzlicher Dank gilt meinem Betreuer Ao. Univ. Prof. DI Dr. Helmut Mader, der stets ein offenes Ohr für Fragen und Probleme gehabt hat und durch seine fachlichen, als auch freundlichen Ratschläge zur Lösung dieser beitragen konnte.

Danke an meine beiden Kollegen Ingo Niederbichler und Johannes Dox, mit denen diese lange Zusammenarbeit äußerst interessant und angenehm verlaufen ist (3DTeam-second to none).

Weiterer Dank gebührt den damaligen Mitarbeitern des IWHW, Erik Forman und Stephan Schober, die vor allem am Anfang dieser Arbeit hilfreich zur Seite standen. Aus demselben Grund auch ein Dankeschön an Peter Mayer.

Dank gilt allen Beteiligten am Projekt **RiverSmart**, insbesondere Karoline Angermann, die mir und meinen Kollegen stets neue und wichtige Daten zur Verfügung gestellt hat.

Danksagungen gehen auch an meine lieben Studienkollegen (Jan, Gordon, Chrischi, Karin, Bethi, Martin V., Martin H.) und Freunde, ohne die dieser wichtige Abschnitt meines Lebens sicher nicht so schön verlaufen wäre...sei es nun durch gemeinsame Lernrunden, Auslandsaufenthalte oder entspannende Abendgestaltungen.

Spezieller Dank gebührt meiner Familie; meinen Großeltern, meinen Brüdern und ganz besonders meinen Eltern, für die allumfassende Unterstützung die sie mir im Laufe meines Studiums geboten haben.

Diese Diplomarbeit wurde mit meinen Kollegen Niederbichler und Dox als Gemeinschaftsarbeit erstellt. Dadurch sind die ersten fünf, als auch das siebente Kapitel (Ausblick und Zusammenfassung) unserer Publikationen ident.

Im Kapitel 6 unterscheiden sich unsere Auswertungen: in den historischen Zustand, den Ist-Zustand und die Kalibrierung der abiotischen Kriterien. Daher empfiehlt es sich, um die Gesamtheit dieser Arbeit zu erfassen, diese drei Werke zusammen zu betrachten (vgl. Kapitel1).

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Ziel	10
2	Gesetzliche Grundlagen	13
2.1	Wasser-Rahmen-Richtlinie 2000/60/EG.....	13
2.2	Wasserrechtsgesetz 2003.....	16
3	FFF-Projekt „Simulationsmodell zur Umwelloptimierung der Wasserkraftnutzung“ – RiverSmart.....	19
3.1	Ziele des Projekts.....	19
3.2	Wirkungsanalyse mittels Decision-Support-System RiverSmart	22
3.3	Überblick über Methodik und Vorgangsweise von RiverSmart	22
3.4	Das Ökosystem-Modell in RiverSmart	23
3.5	Die Stellung des Leitbilds in RiverSmart	26
3.6	Erfassung von Eingriffen in RiverSmart	26
3.7	Bewertungsvorgang – Ermittlung des ökologischen Zustandes	30
3.8	Kostenanalyse in RiverSmart	31
3.9	Entscheidungsvorgang bezüglich „heavily modified waterbody“	32
4	Methodik.....	34
4.1	Geländemodelle	34
4.1.1	Daten und Grundlagen.....	34
4.1.2	Bearbeitung.....	35
4.1.3	Interpolationsmethoden.....	40
4.2	Abflussmodellierung	43
4.2.1	CCHE-2D [®]	44
4.2.2	MIKE21C [®]	46
4.2.3	Abflusssimulationen	51
4.3	Kalibrierung der Transformationskurven	54
4.3.1	Bewertungskriterien	57
5	Untersuchungsgebiet.....	58
5.1	Hydrologie	60
5.1.1	Einzugsgebiet	60
5.1.2	Abflussverhältnisse	62
5.2	Geologie.....	62

5.3	Ist-Zustand	65
5.3.1	Gewässertyp - Flussordnungszahl.....	65
5.3.2	Morphologie	65
5.3.3	Kontinuum.....	66
5.3.4	Feststoffhaushalt und Eintiefung.....	68
5.4	Historische Laufsituationen – Qualitative Analysen.....	70
5.4.1	17. Jahrhundert.....	70
5.4.2	Josephinische Landesaufnahme.....	73
5.4.3	Franziszeische Landesaufnahme	76
5.4.4	Francisco-Josephinische Landesaufnahme	78
5.4.5	Vor der Traunregulierung	80
6	Auswertung und Ergebnisse.....	82
6.1	Überlegungen zur Erstellung des historischen Geländemodells	82
6.1.1	Das digitale Geländemodell von vor 1885.....	86
6.2	Simulationen mit MIKE 21C®.....	88
6.2.1	Kalibrierung.....	88
6.3	Ergebnisse der Abflusssimulation	90
7	Zusammenfassung und Ausblick	98
	Literaturverzeichnis	100

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1 Die ökologische Bewertung in RiverSmart basiert auf einen indirekten und integrativen Ansatz.....	21
Abbildung 3-2 Schematischer Ablauf von RiverSmart.....	23
Abbildung 3-3 Ableitung der eingriffsbezogenen Wirkungsintensität.....	27
Abbildung 3-4 Beispiel einer Transformationskurve für den Eingriffstyp „Ausleitung“ und den fünf Leitbild-Ausprägungsstufen des Bewertungskriteriums „Abfluss“ (sehr geringer Abfluss, geringer Abfluss, mittlerer Abfluss, hoher Abfluss, sehr hoher Abfluss). dem Eingriffsausmaß „durchgehend“ (gesamte Bewertungsstrecke) und der Eingriffstärke von „mittel“ (siehe Tabelle 3-2).	30
Abbildung 3-5 Entscheidungsprozess, ob ein Abschnitt als „heavily modified waterbody“ auszuweisen ist. (Quelle: „Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies“, CIS WORKING GROUP 2.2, 2002. verändert.)	32
Abbildung 4-1 Lageplan der Traun 1884, Quelle: Wasserbauabteilung des Landes OÖ	36
Abbildung 4-2 Querprofile des Traunflusses von 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv	37
Abbildung 4-3 Ergebnis der Digitalisierung in AutoCAD2002.....	38
Abbildung 4-4 Detailplan für die Digitalisierung.....	39
Abbildung 4-5 Ergebnis der Digitalisierung in AutoCAD2002 mit Lageplan hinterlegt.....	39
Abbildung 4-6 Variogrammdarstellung im ArcGIS®	42
Abbildung 4-7 Kreuzvalidierung	43
Abbildung 4-8 Ausschnitt aus dem DGM erstellt mit CCHE_Mesh Generator®	46
Abbildung 4-9 Schema eines Flusses mit rechteckigem und krummlinigem Netz Quelle: DHI, 2004	48

Abbildung 4-10 Lösungsschema in Mike21C® (DHI, 2004).....	50
Abbildung 4-11 Historische Fließgeschwindigkeitsmessung an der Traun 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv	52
Abbildung 4-12 Rauigkeitenverteilung im historischen Modell	53
Abbildung 4-13 Kombination der Eingriffe: aus 2/5 unbeeinflussten und aus 3/5 beeinflussten Zustand ergibt sich in Summe wieder ein kompletter Abschnitt. Daraus ergibt sich ein Wert für den Zielerfüllungsgrad zwischen Leitbild (ZEG=100%) und Ist- Zustand (ZEG=0%).....	55
Abbildung 4-14 Kalibrierung der Transformationskurven am Beispiel der Wassertiefe.....	56
Abbildung 5-1 Übersichtskarte, Quelle: www.mygeo.info.....	59
Abbildung 5-2 Projektgebiet; Ausschnitt aus ÖK50.....	59
Abbildung 5-3: Einzugsgebiet der Traun; Quelle: aus MADER et al.,1998	61
Abbildung 5-4: Abflussverhältnisse der Traun im Projektgebiet; Quelle: OKA,1989.....	62
Abbildung 5-5: Geologische Verhältnisse im Einzugsgebiet der Traun; Quelle: Österreichischer Wasserkraftkataster 1949.....	63
Abbildung 5-6: Bettmorphologie der Traun; Quelle: Mader et al., 2002	66
Abbildung 5-7: Wehranlage für Kraftwerk Traunleiten; Quelle: aus Mader et al., 2002.....	68
Abbildung 5-8: Niederwasserspiegelaufnahmen 1905 – 1999	69
Abbildung 5-9: Tendenz der Sohleintiefung abgeleitet aus Niederwasserspiegelaufnahmen 1905 – 1999 (Quelle: OKA, Traunbauleitung).....	69
Abbildung 5-10: Karte der Traun, 17. Jahrhundert; Hofkammerarchiv Wien.....	70
Abbildung 5-11: Karte der Traun, 17. Jahrhundert; Archiv des Stifts Lambach.....	71
Abbildung 5-12: Verlauf der Traun im 17. Jahrhundert, überlagert mit der ÖK50 (Mader et al., 2002)	72

Abbildung 5-13: Josephinische Landesaufnahme; Kriegsarchiv Wien	73
Abbildung 5-14: Verlauf der Traun in der Josephinischen Landesaufnahme, überlagert mit der ÖK50	75
Abbildung 5-15: Franziszeische Landesaufnahme, Kriegsarchiv Wien.....	76
Abbildung 5-16: Verlauf der Traun in der Franziszeischen Landesaufnahme, überlagert mit der ÖK50; Quelle: Traunstudie 2002	77
Abbildung 5-17: Francisco-Josephinische Landesaufnahme	78
Abbildung 5-18: Verlauf der Traun in der Francisco-Josephinischen Landesaufnahme, überlagert mit der ÖK50; Quelle: Traunstudie 2002.....	79
Abbildung 5-19: Regulierungskarte der Traun; Wasserbauabteilung des Landes OÖ	80
Abbildung 5-20: Verlauf der Traun unmittelbar vor der Regulierung, überlagert mit der ÖK50; Quelle: Traunstudie 2002	81
Abbildung 6-1 Regulierungskarte der Traun; Wasserbauabteilung des Landes OÖ	82
Abbildung 6-2 Maßstab der Traunkarte von 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv	83
Abbildung 6-3 Ausschnitt eines Querprofils des Traunflusses von 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv	84
Abbildung 6-4 Ergebnis der Digitalisierung in AutoCAD2002	85
Abbildung 6-5 Geländemodell des historischen Zustandes	86
Abbildung 6-6 Perspektivische Ansicht des Geländemodells	87
Abbildung 6-7 Rauigkeitenverteilung im historischen Modell – Überlagerung mit aktuellem Orthophoto.....	88
Abbildung 6-8 Untersuchungsgebiet Ausschnitt ÖK50	90
Abbildung 6-9 Wassertiefe bei Niederwasser ($Q = 40,7 \text{ m}^3/\text{s}$)	91
Abbildung 6-10 Fliessgeschwindigkeiten bei Niederwasser ($Q = 40,7 \text{ m}^3/\text{s}$).....	91
Abbildung 6-11 Wassertiefen bei Mittelwasserdurchfluss ($Q = 133 \text{ m}^3/\text{s}$)	92
Abbildung 6-12 Fliessgeschwindigkeit bei Mittelwasserführung ($Q = 133 \text{ m}^3/\text{s}$).....	92

Abbildung 6-13 Wassertiefe bei Sommermittelwasser ($Q = 146 \text{ m}^3/\text{s}$)	93
Abbildung 6-14 Fließgeschwindigkeiten bei Sommermittelwasser ($Q = 14 \text{ m}^3/\text{s}$).....	93
Abbildung 6-15 Wassertiefe bei HQ_1 ($Q = 500 \text{ m}^3/\text{s}$)	94
Abbildung 6-16 Fließgeschwindigkeiten bei HQ_1 ($Q = 500 \text{ m}^3/\text{s}$)	94
Abbildung 6-17 Wassertiefe bei HQ_{100} ($Q = 1500 \text{ m}^3/\text{s}$)	95
Abbildung 6-18 Fließgeschwindigkeiten bei HQ_{100} ($Q = 1500 \text{ m}^3/\text{s}$).....	95

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1 Hydromorphologische und biologische Qualitätskomponenten der Wasser-Rahmen-Richtlinie; Richtlinie 2000/60/EG, Quelle: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327	15
Tabelle 3-1 Systemkomponenten und Bewertungskriterien der Wirkungsanalyse von RiverSmart	25
Tabelle 3-2 Bewertungsmatrix zur Ermittlung der Wirkungsintensität aus Eingriffstärke und Eingriffsausmaß: Fall A: Eingriffe, bei welchen die Wirkungsintensität gleichgewichtig von Eingriffstärke und Eingriffsausmaß bestimmt werden. Fall B: Eingriffe, bei welchen die Wirkungsintensität besonders durch die Eingriffstärke bestimmt wird.	28
Tabelle 3-3 Bewertungsvorgang	31
Tabelle 3-4 Ableitung der prognostizierten Ökologischen Zustandsklasse (ÖZ) aus dem Gesamt-Zielerfüllungsgrad (ZEGges in %).....	31
Tabelle 4-1 Untersuchte Abflusssituationen	51
Tabelle 4-2 Behandelte Bewertungskriterien	57
Tabelle 6-1 Zusammenstellung von Rauigkeitsbeiwerten kSt nach Strickler für verschiedene Gerinnebeschaffenheiten (Habersack, 1995)	89

1 Einleitung und Ziel

Mit dem Inkrafttreten der „Richtlinie des Europäischen Parlamentes und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik“ (Wasser-Rahmen-Richtlinie 22.12.2000) sind alle Mitgliedstaaten der Europäischen Union verpflichtet, einen guten Zustand in qualitativer und quantitativer Hinsicht für alle Wasserkörper zu schaffen bzw. zu erhalten. Die gewässertypische Retentionswirkung ist wieder herzustellen. 15 Jahre nach Inkrafttreten muss dieses Ziel erreicht werden, wobei jedes Land für die Umsetzung selbst verantwortlich ist.

Nach Analyse der Umsetzung der WRRL in nationales Recht am 22.12.2003, werden auch die Defizite dieser deutlich. Ministerialrat Dr. iur. Franz Oberleitner erwähnt in seinem Beitrag „Umsetzung der Wasser-Rahmen-Richtlinie in Österreich“ die Problematik der europaweit nicht einheitlichen Interpretation der Formulierungen der WRRL im Bereich der Gewässerschutzziele in folgender Form:

„Es ist noch geraume Zeit keine Klarheit darüber zu erwarten, wie der als Schutzziel fungierende „gute Zustand“ an konkret bestimmten Gewässern tatsächlich aussehen soll; damit besteht weiterhin Unsicherheit über die Genehmigungsverfahren und für planerische Maßnahmen maßgebliche Gewässerschutzziele“ (Oberleitner, 2003).

Aus dieser Vorgabe entstand die Idee zur Entwicklung eines ökologischen Bewertungsverfahrens für Wasserkörper: **RiverSmart**

Die Entwicklung erfolgte unter der Projektleitung von Karoline Angermann und Gregory Egger vom **eb & p Umweltbüro Klagenfurt** zusammen mit folgenden Projektpartnern:

Universität Stuttgart
Institut für Wasserbau

Franz Kerle

Andreas Eisner

Schneider & Jorde Ecological Engineering, Stuttgart

Matthias Schneider

Universität für Bodenkultur, Wien**Department Wasser - Atmosphäre - Umwelt****Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau**

Helmut Mader

Universität für Bodenkultur, Wien**Department Wasser - Atmosphäre - Umwelt****Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement**

Susanne Muhar

Stefan Schmutz

RiverSmart (River Strategic Model for the Analysis of Rivers based on Typologies) ist ein Decision Support System (DSS) zur ökologischen Beurteilung von Eingriffen an Fließgewässern. Die ökologische Bewertung ergibt ökologische Zustandsklassen nach der Wasserrahmenrichtlinie und macht jene Eingriffe sichtbar, die das Ökosystem am stärksten beeinträchtigen. Die Beurteilung erfolgt auf strategischer Ebene über die Verknüpfung abiotischer und biotischer Kriterien über Expertenwissen. Die Kalibrierung des Ökosystemmodells wird über 2-dimensionale Abflusssimulationen des Referenz-Zustandes (Leitbild) und des IST-Zustandes an einem konkreten Fließgewässerabschnitt an der Traun (Österreich) durchgeführt. Aus dem Vergleich von Leitbild-Zustand (Referenz) und dem Ist-Zustand werden die Änderungen repräsentativer Bewertungskriterien durch anthropogene Eingriffe abgeleitet und das Ökosystemmodell von **RiverSmart** kalibriert.

Aus der Notwendigkeit der Kalibrierung/Überprüfung der über Expertenwissen erstellten Transformationskurven mit Hilfe von mehrdimensionaler Abflusssimulation von **RiverSmart** ergeben sich damit folgende Zwischenziele:

- Auswahl eines geeigneten Abschnittes mit den Projektpartnern von **RiverSmart**
- Beschaffung von Grundlagendaten über das Projektgebiet
- Erstellung von für die Abflusssimulation notwendigen digitalen Geländemodellen
- Simulation verschiedener Abflusssituationen und deren Auswertung

Aus diesen Ergebnissen wird für jeden untersuchbaren Eingriffstyp und für jedes aus den Simulationen auswertbare Bewertungskriterium die Kalibrierung/Überprüfung der durch Expertenwissen erstellten Transformationskurven durchgeführt und diese auf Basis der Ergebnisse adaptiert.

Ziele dieser Arbeit sind die Erstellung eines Geländemodells des historischen Zustandes, die Durchführung von Abflusssimulationen mit verschiedenen Durchflüssen (vorgegeben durch die Definition von Bewertungskriterien in **RiverSmart**) sowie deren Analysen.

Die Untersuchung des Ist-Zustandes sowie die Zusammenführung der Ergebnisse und Kalibrierung der Transformationskurven erfolgte im Rahmen zweier weiterer Diplomarbeiten am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau an der Universität für Bodenkultur, Wien (Niederbichler, 2005.; Dox, 2006).

2 Gesetzliche Grundlagen

2.1 Wasser-Rahmen-Richtlinie 2000/60/EG

Mit der Wasser-Rahmen-Richtlinie der Europäischen Union (Europäische Union, 2000) wird ein Paradigmenwechsel in der gemeinschaftlichen Wasserpolitik vollzogen. Es erfolgt eine Abkehr von der rein ökonomischen hin zu einer ökologischen Betrachtung der Gewässer. Sie soll den Schutz und den nachhaltigen Gebrauch der Ressource Wasser in der gesamten Union durch eine einheitliche Regelung gewährleisten.

Die Richtlinie beinhaltet einerseits das Verbot der Verschlechterung des derzeitigen Zustandes aller Gewässer und verpflichtet andererseits zur Wiederherstellung des guten ökologischen und chemischen Zustandes, bzw. des guten ökologischen Potenzials bei als erheblich veränderte Wasserkörper eingestuften Gewässern. Beide Begriffe sind im Anhang V der Richtlinie genau definiert. Für den Bereich der Fließgewässer gelten u. a. die folgenden Qualitätskomponenten (auszugsweise):

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Wasserhaushalt	Menge und Dynamik der Strömung und die sich daraus ergebende Verbindung zum Grundwasser entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse	Bedingungen, unter denen die unten für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können	Bedingungen, unter denen die unten für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Durchgängigkeit des Flusses	Die Durchgängigkeit des Flusses wird nicht durch menschliche Tätigkeiten gestört und ermöglicht eine ungestörte Migration aquatischer Organismen und den Transport von Sedimenten	Bedingungen, unter denen die unten für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.	Bedingungen, unter denen die unten für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
Morphologie	Laufentwicklung, Variationen von Breite und Tiefe, Strömungsge-	Bedingungen, unter denen die unten für die biologischen Qualitäts-	Bedingungen, unter denen die unten für die biologischen Qualitäts-

	<p>schwindigkeiten, Substratbedingungen sowie Struktur und Bedingungen der Uferbereiche entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p>	<p>komponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.</p>	<p>komponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.</p>
Fischfauna	<p>Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Form hin.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch - chemischen u. hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch - chemischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Altersstufen fehlen können.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch - chemischen u. hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Fischarten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Altersstruktur der Fischgemeinschaften zeigt größere Anzeichen für Störungen, so dass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.</p>
Benthische wirbellose Fauna	<p>Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Der Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robuster Taxa zeigt keine Anzeichen für eine Abweichung von</p>	<p>Die wirbellosen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.</p>	<p>Die wirbellosen Taxa weichen in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Wichtige taxonomische Gruppen der typspezifischen Gemeinschaften fehlen.</p> <p>Der Anteil der störungs-</p>

	den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt keine Anzeichen für Abweichungen von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.	Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.	empfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa und der Grad der Vielfalt liegen beträchtlich unter dem typspezifischen Wert und in signifikanter Weise unter den Werten, die für einen guten Zustand gelten.
--	--	--	---

Tabelle 2-1 Hydromorphologische und biologische Qualitätskomponenten der Wasser-Rahmen-Richtlinie; Richtlinie 2000/60/EG, Quelle: Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327

Gewässer, deren Zustand schlechter als mäßig ist, werden als unbefriedigend oder schlecht eingestuft.

Die Maßnahmenprogramme zur Erreichung dieses Zieles sind vom jeweiligen Mitgliedsstaat selbst zu erarbeiten, wie ihm auch deren Durchführung obliegt.

Neben der Definition des guten Zustandes ist auch ein verbindlicher Zeitplan zur Umsetzung festgelegt. Maßnahmenprogramme müssen bis spätestens neun Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie aufgestellt sein. Nach längstens zwölf Jahren müssen sie umgesetzt sein, sodass der gute Zustand in maximal 15 Jahren erreicht ist.

Zur weiteren Überprüfung wird ein Monitoringsystem aufgebaut, mit dem die Entwicklung des Gewässerzustandes in der gesamten Gemeinschaft systematisch und vergleichbar überwacht wird. Die dabei angewandte Überwachungsfrequenz wird von jedem Land selbst so festgelegt, dass für eine ausreichende Bewertung des Zustandes der relevanten Qualitätskomponente ausreichende Daten beschafft werden. Folgende Intervalle sollen dabei nicht überschritten werden:

Hydrologie

kontinuierlich

Morphologie

6 Jahre

<i>Kontinuum</i>	<i>6 Jahre</i>
<i>Fische</i>	<i>3 Jahre</i>
<i>Makroinvertebraten und andere aquatische Flora</i>	<i>3 Jahre</i>
<i>Phytoplankton</i>	<i>6 Monate</i>

Sanktionen für Verstöße gegen die zur Umsetzung dieser Richtlinie erlassenen innerstaatlichen Bestimmungen legt jeder Mitgliedsstaat für sich fest. Die Mitgliedsstaaten selbst werden unter Androhung erheblicher Geldstrafen zur zeitgerechten Implementierung von Gemeinschaftsrecht in nationales Recht angehalten. (WRRL 2000/60/EG)

2.2 Wasserrechtgesetz 2003

Am 22. Dezember 2003 ist die derzeit geltende Novelle zum Wasserrechtsgesetz 1959 in Kraft getreten. Damit wurden die Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie in österreichisches Recht umgesetzt. Wesentliche Neuerungen betreffen, wie teilweise schon im Kapitel 2.1 erwähnt, einen mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie angestrebten ganzheitlichen Schutz aller europäischer Gewässer, eine Bewirtschaftung nach Flussgebietseinheiten, ein Verbesserungsgebot zur Sicherstellung eines zumindest guten Zustandes aller Gewässer in Verbindung mit einem Verschlechterungsverbot und die aktive Einbindung der Öffentlichkeit.

Diese Vorgaben werden folgendermaßen in der Novelle umgesetzt:

- Festlegung von Umweltzielen für einen guten ökologischen und guten chemischen Zustand in Oberflächengewässern bzw. einen guten chemischen und guten mengenmäßigen Zustand für Grundwasser
- Fristen für die Zielerreichung
- Verankerung des Verschlechterungsverbots sowie Festlegung der Voraussetzungen für eine Abweichung von diesem
- Schaffung eines einheitlichen wasserwirtschaftlichen Datenpools (WISA=Wasserinformationssystem Austria)

- Schaffung der administrativen Voraussetzungen für die Erlassung und Durchführung von Bewirtschaftungsplänen, Maßnahmenprogrammen und dem Aufbau eines Überwachungssystems

Die WRRL und ihre Umsetzung in nationales Recht sollen nun als Instrument dienen, um innerhalb Europas eine vergleichbare Behandlung der unterschiedlichsten Ökosysteme mit den unterschiedlichsten Charakteristiken und rechtlichen Regelungen zu ermöglichen. Eine wichtige Rolle spielen neben den bereits erwähnten einheitlichen Beurteilungskriterien integrierte Maßnahmenprogramme als Hauptbestandteil von Bewirtschaftungsplänen für Flusseinzugsgebiete.

Schon in der Wasserrechtsgesetznovelle BGBL 252/1990 haben der für die Beurteilung von Fließgewässern unumgängliche Begriff der ökologischen Funktionsfähigkeit und auch die Aspekte für dessen Bewertung Eingang gefunden. In der ÖNORM M6232 wird dieser Terminus definiert:

„Ökologische Funktionsfähigkeit ist die Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedelung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps“.

Zur Bewertung heißt es in diesem Regelwerk:

„Die ökologische Bewertung bedient sich der Methodik des Vergleiches zwischen dem vom Menschen noch weitgehend unbeeinflussten Lebensraum Gewässer – der ursprünglichen Beschaffenheit des Gewässers – mit dem vorgefundenen Gewässerzustand – dem Ist-Zustand. (...)“

Für die Gesamtbeurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit ist zuerst die Erfassung sektoraler Aspekte notwendig, da diese jeweils einen Teilbereich der möglichen Einflussbereiche widerspiegeln. Die integrierende Gesamtbeurteilung ist nicht unbedingt zahlenmäßig erfassbar. Die einfache Mittelwertbildung aus den numerischen Ergebnissen einzelner Teilbereiche kann zu einem verfälschten Bild führen. (...) Die separate Erfassung von Teilbereichen zeigt, bei welchen Aspekten Handlungsbedarf besteht.

Aus dem Prozess der Integration der Teilbereiche ergibt sich die Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit in einem abgestuften Schema. (...)

Als Bewertungsmaßstab dient der Grad der Abweichung vom gewässerspezifischen Naturzustand“.

Diese Aspekte entsprechen im Wesentlichen auch dem Leitbildkonzept.

3 FFF-Projekt „Simulationsmodell zur Umweltoptimierung der Wasserkraftnutzung“ – RiverSmart¹

RiverSmart (River Strategic Model for the Analysis of Rivers based on Typologies) ist ein Decision Support System, mit dem Maßnahmen an Fließgewässern aus ökologischer Sicht bewertet und die Kosten geschätzt werden. Der modellhafte Charakter ermöglicht die Kombination von Maßnahmen in Form von Szenarien, die mit dem Ist-Zustand verglichen werden. Die ökologische Bewertung ergibt ökologische Zustandsklassen nach der Wasserrahmenrichtlinie und macht jene Eingriffe sichtbar, die das Ökosystem am stärksten beeinträchtigen. Über eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse werden unterschiedliche Szenarien verglichen und jene Maßnahmen aufgezeigt, die ein optimales Verhältnis zwischen Kosten und ökologischer Wirksamkeit aufweisen.

3.1 Ziele des Projekts

Das nachfolgend vorgestellte Projekt bietet **Entscheidungsgrundlagen** zu den Fragen:

- 1. Kostenminimierung:** Mit welchem Mindestaufwand kann der nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderte „ökologisch gute Zustand“ bzw. das „gute ökologische Potenzial“ erreicht werden?
- 2. Maßnahmenoptimierung:** Welcher ökologische Zustand ist bei gegebenem Budget erreichbar?

Das Modell ist für unterschiedliche Fließgewässertypen geeicht. Das Bewertungsergebnis gibt einen Überblick der ökologischen Situation und zeigt jene Parameter auf, die auf die bestehenden Eingriffe besonders sensibel reagieren. Gleichzeitig wird ersichtlich, welche Eingriffe besonders wirksam sind und wo effektive Maßnahmen ansetzen sollen. Ist eine Detailplanung oder eine Verbesserung der Ergebnisqualität gewünscht, kann für ausgewählte Parameter eine Eichung der standardisierten Vorgaben anhand der speziellen Fließgewässersituation vorgenommen werden.

¹ übernommen und gekürzt aus Angermann et al., 2004

RiverSmart ist ein strategisches Planungsinstrument. Für unterschiedliche Szenarien werden die Folgen von Entscheidungen auf folgenden drei Ebenen analysiert und dargestellt:

1. Ökologische Bewertung nach einem indirekten, integrativen Ökosystemmodell-

Ansatz (vgl. Abbildung 3-1): Die Wirksamkeitsanalyse erfolgt über ein indirektes Verfahren. In einem 1. Schritt werden von den anthropogenen Eingriffen, die auf die Fließgewässerstrecke wirken, die Auswirkungen auf die abiotischen Systemkomponenten abgeleitet („eingriffsbezogene Bewertung“). Von diesen abiotischen Lebensraumbedingungen (Gewässerhabitate) wird in einem 2. Schritt auf den ökologischen Zustand der fließgewässerspezifischen Biozönosen geschlossen. Der integrative Ansatz leitet sich aus dem umfassend definierten Betrachtungsgegenstand ab. In die Bewertung fließt die gesamte Fließgewässerlandschaft ein. Das Ökosystem-Modell „Fließgewässerlandschaft“ umfasst den aquatischen Bereich (Wasserzone), den amphischen Bereich (Uferzone) und den semiterrestrischen-terrestrischen Bereich (Auenzone). Neben den Systemelementen des Ökosystems, werden auch die zeitliche Variabilität („Systemdynamik“) und die funktionalen Faktoren („Systemvernetzung“) in die ökologische Bewertung mit einbezogen (vgl. Tabelle 3-1).

2. Leitbildbezogene Defizitanalyse mittels hierarchischem Bewertungsansatz:

Die ökologische Bewertung umfasst die Ebene 1) der Bewertungskriterien, 2) der Systemkomponenten 3) der Systembetrachtungsebenen und 4) des Ökosystem-Gesamtmodells. Auf der ersten Ebene werden die Eingriffe anhand der Bewertungskriterien hinsichtlich der Abweichung vom ökologischen Leitbild („Zielerfüllungsgrad“) eingestuft. Damit werden auf der Ebene der Bewertungskriterien die am stärksten wirkenden Eingriffe und die limitierenden Faktoren für die ökologische Funktionsfähigkeit des Fließgewässers ermittelt. Die Zielerfüllungsgrade der Bewertungskriterien werden auf der zweiten bis vierten Ebenen des hierarchischen Ökosystem-Modells aggregiert. Die vierte Ebene ergibt den Gesamt-Zielerfüllungsgrad. Von diesem wird in Anlehnung an die EU-Wasserrahmenrichtlinie der ökologische Zustand des Bewertungsabschnittes abgeleitet („prognostizierter Ökologischer Zustand“). Die Defizitanalyse zeigt auf jeder Ebene, inwieweit eine Abweichung vom Leitbildzustand gegeben ist. Zusätzlich ist auf der ersten Ebene (Bewertungskriterien) ein un-

mittelbarer Bezug zu den Eingriffen bzw. zu geänderten Eingriffsbedingungen durch Maßnahmen gegeben. Positive und negative ökologische Effekte von Maßnahmen sind in Bezug auf den Ist-Zustand sowie von zukünftigen Planungsvarianten direkt ablesbar.

3. Maßnahmenbewertung und Empfehlung:

Durch den Vergleich der ökologischen Bewertung von Maßnahmenzenarien mit einer Kostenschätzung der Maßnahmen können Empfehlungen in Richtung einer effizienten Maßnahmenplanung gegeben werden. In erster Linie geht es bei der Maßnahmenempfehlung um die Auswahl der ökologisch wirksamsten Maßnahmen. Für den Enduser wird es somit abschätzbar, welche Maßnahmenvarianten ökologisch zielführend sind und ob sie sich innerhalb eines realisierbaren Rahmen befinden.

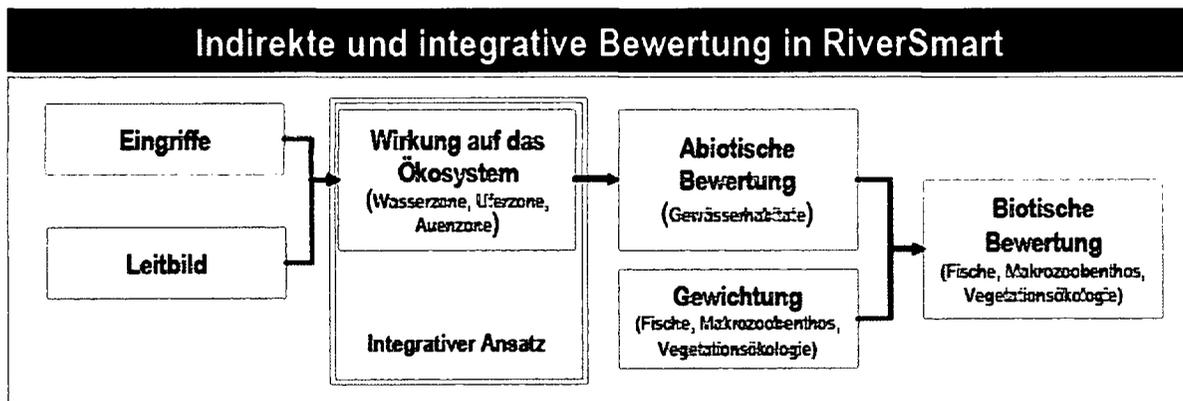


Abbildung 3-1 Die ökologische Bewertung in RiverSmart basiert auf einen indirekten und integrativen Ansatz

3.2 Wirkungsanalyse mittels Decision-Support-System RiverSmart

RiverSmart ist ein Programm, welches Projektwerber in Hinblick auf eine umweltgerechte und kostengünstige Entscheidungsfindung auf strategischer Ebene unterstützt (Decision Support System - DSS). Es basiert auf der Modellierung von Szenarien an Fließgewässern und ist derzeit im Rahmen des FFF-Projektes „Simulationsmodell zur Umweltoptimierung der Wasserkraftnutzung“ in Entwicklung (EGGER et al. in prep.; MADER et al. in prep.; ANGERMANN et al. in prep.). Der Entwicklungsablauf von **RiverSmart** beinhaltet drei wesentliche Teilschritte. 1) Kalibrierung 2) Ökologische Bewertung von Teststrecken und 3) Überprüfung der Bewertungsergebnisse (Stichproben) durch biozönotische Analysen.

3.3 Überblick über Methodik und Vorgangsweise von RiverSmart

Die ökologische Bewertung erfolgt über eine Wirksamkeitsanalyse, bei der von anthropogenen Eingriffen, die sich negativ auf das Ökosystem auswirken, ausgegangen wird. Dem Ist-Zustand können unterschiedliche Maßnahmenszenarien gegenüber gestellt werden. Die Kostenerfassung kann hierbei nur sehr grob erfolgen, da in der Regel keine detaillierten Maßnahmenplanungen vorliegen.

Wesentliche Grundlage bilden die Richtlinien und Publikationen des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Darüber hinaus wurde im Bewertungsansatz eine möglichst hohe Kompatibilität mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie angestrebt.

Der Verfahrensablauf von **RiverSmart** ist in Abbildung 3-2 dargestellt. Als Input für die **Wirksamkeitsanalyse** müssen für jedes Szenario die ökologisch wirksamen Eingriffe erfasst werden (siehe 3.6). Weiters ist für den Flussabschnitt das Leitbild über Bewertungskriterien (siehe Kap. 3.5) zu beschreiben. Im eigentlichen Programm wird die Wirkung der Eingriffe auf das Ökosystem ermittelt (vgl. Kap. und Kap. 3.7). Ergebnis der Wirksamkeitsanalyse ist der „prognostizierte Ökologische Zustand“ (ÖZ), basierend auf den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Die **Kostenanalyse** ermittelt die Kosten von Maßnahmen, die zur Herstellung des bewerteten Zustandes notwendig sind. Auf Basis der Beschreibung der Maßnahmen

werden die Kosten ermittelt. Aufgrund von unterschiedlichen Fragestellungen und sehr heterogenen Datengrundlagen wurde die Kostenanalyse bis jetzt noch nicht standardisiert.

Im Zuge einer **Kosten-Wirksamkeits-Analyse** werden die Gesamtkosten der ökologischen Wirksamkeit der Maßnahmenszenarien gegenübergestellt. Darüber hinaus werden im Zuge einer Defizitanalyse die massivsten Eingriffe bzw. die limitierenden ökologischen Faktoren zur Erreichung eines bestimmten ökologischen Zustandes aufgezeigt.

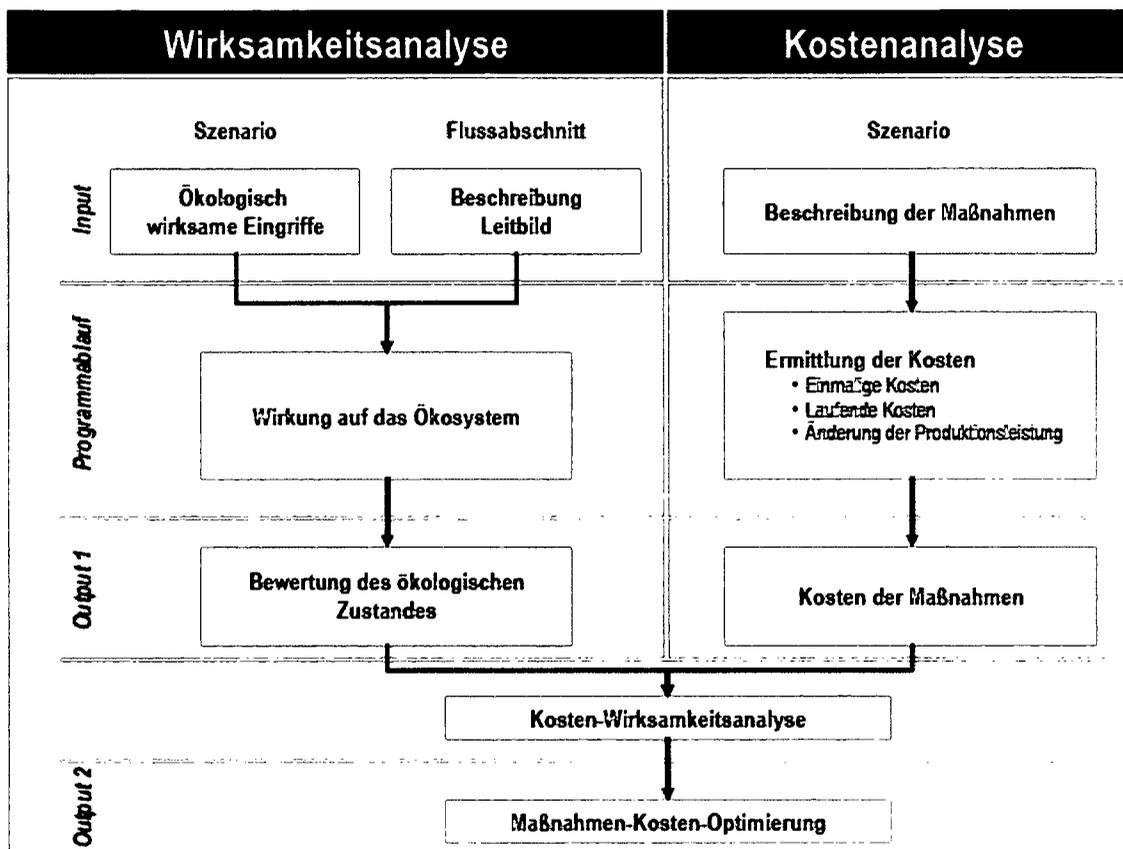


Abbildung 3-2 Schematischer Ablauf von RiverSmart

3.4 Das Ökosystem-Modell in RiverSmart

Dem Bewertungskonzept liegt eine modellhafte Beschreibung der Ökosystems Fließgewässer anhand abiotischer Kenngrößen zugrunde. Tabelle 3-1 gibt einen Überblick über die Gliederung des Ökosystemmodells. Das Ökosystem wird auf räumlicher, zeitlicher und funktionaler Ebene betrachtet. Diese Betrachtungsebenen wer-

den als Ebene der Systemelemente, der Systemdynamik und der Systemvernetzung bezeichnet. Jede Ebene wird über Systemkomponenten charakterisiert (z.B. Hydrologie, Ufermorphologie, Morphodynamik, Längskontinuum). Die Systemkomponenten werden über repräsentative Bewertungskriterien beschrieben (z.B.: Abflussmenge, Uferstruktur, Morphodynamik Sohle, Regionales Längskontinuum). Die Erfassung der Bewertungskriterien erfolgt über unterschiedliche Indikatoren (z.B.: Strömung, Gewässerbettausformung, Varianz der Breiten, Uferausdehnung).

Mit dem gewählten Ansatz wird dem hohen Stellenwert der gewässerdynamischer Prozesse und der Vernetzung des Wasserkörpers in sich und mit dem Umland Rechnung getragen.

System- betrachtungs- ebenen	Systemkomponenten	Repräsentative Bewertungskriterien
Systemelemente	Hydrologie	Abfluss
		Überflutungsdauer
		Grundwasserflurabstand
	Wasserkörper	Gewässerausdehnung
		Wassertiefe
		Strömung
	Gewässerbettmorphologie	Laufentwicklung
		Sohlstruktur
		Gewässerbettausformung
	Ufermorphologie	Uferausdehnung
Uferstruktur		
Auemorphologie	Aueausdehnung	
	Auestruktur	
Chemisch-physikalischer Stoffhaushalt	Wassertemperatur	
	Gewässertrübe	
	Organische Belastung	
	Anorganische Belastung	
Systemdynamik	Morphodynamik	Morphodynamik Sohle
		Morphodynamik Ufer
		Morphodynamik Aue
	Hydrodynamik	Abflusssdynamik-kurzfristig
		Abflusssdynamik-mittelfristig
		Abflusssdynamik-langfristig
		Überflutungsdynamik
	Grundwasserdynamik	
System- vernetzung	Laterale Vernetzung	Vernetzung Gewässer-Nebengewässer
	Vertikale Vernetzung	Vernetzung Gewässer-Grundwasser
	Längskontinuum	Lokales Längskontinuum
		Regionales Längskontinuum

Tabelle 3-1 Systemkomponenten und Bewertungskriterien der Wirkungsanalyse von RiverSmart

3.5 Die Stellung des Leitbilds in RiverSmart

Über die Definition eines Leitbilds wird jener Wert- bzw. Bezugsmaßstab bestimmt, an dem sich in weiterer Folge die Bewertung des ökologischen Zustandes eines Gewässers und seines Umlandes, die Analyse bestehender ökologischer Defizite sowie die Ausarbeitung von Maßnahmen orientieren. Dazu muss ein „Referenzzustand“ definiert werden, der die natürlichen Merkmale des jeweiligen Gewässertyps beschreibt. Hierfür wird jener Zustand eines Fließgewässers herangezogen, in dem die wesentlichen natürlichen Funktionen des Flusssystemes noch gewährleistet waren und die systemimmanenten Prozesse noch relativ uneingeschränkt ablaufen konnten. Aus ökologischer Sicht ist darunter jener Gewässerzustand zu verstehen, in dem keine grundlegenden und irreversiblen Veränderungen der Lebensraumverhältnisse bzw. des Wirkungsgefüges zwischen Gewässerlebensräumen und deren Zönosen gegeben waren (MUHAR et al. 2000).

Laut der im Juli 2000 beschlossenen Wasserrahmenrichtlinie der EU ist für die Definition des Wert- bzw. Bezugsmaßstabs („Referenzzustand“) für künstliche und erheblich veränderte Gewässer („heavily modified waterbody“) das höchste ökologische Potenzial heranzuziehen (vgl. Kap.3.9). Dieses „Entwicklungspotenzial“ entspricht jenem Gewässerzustand, der unter Berücksichtigung der geänderten Rahmenbedingungen (z. B. Verbauungsmaßnahmen, Kraftwerkerrichtung) soweit wie möglich einem vergleichbaren natürlichen Gewässertyp entspricht (SCHMUTZ 2000).

Das Leitbild eines Abschnittes wird in **RiverSmart** anhand von 29 Bewertungskriterien (siehe Tabelle 3-1) über fünf Ausprägungsklassen (sehr gering, gering, mittel, hoch, sehr hoch) beschrieben. Die Definition des Leitbildes über die Bewertungskriterien bildet die Grundlage für die Bewertung.

3.6 Erfassung von Eingriffen in RiverSmart

Für die Untersuchungsgebiete wurden die wesentlichen Eingriffe recherchiert und in Eingriffstypen zusammengefasst. Diese wurden hinsichtlich ihrer Stärke (Intensität) und dem räumlichen Ausmaß bezogen auf den Bewertungsabschnitt eingestuft.

Die Eingriffsstärke wird über die Klassen „stark wirkend“, „mittel wirkend“, „gering wirkend“ sowie das Eingriffsausmaß über die Klassen „durchgehend wirkend“, „bereichsweise wirkend“ und „punktuell wirkend“ definiert.

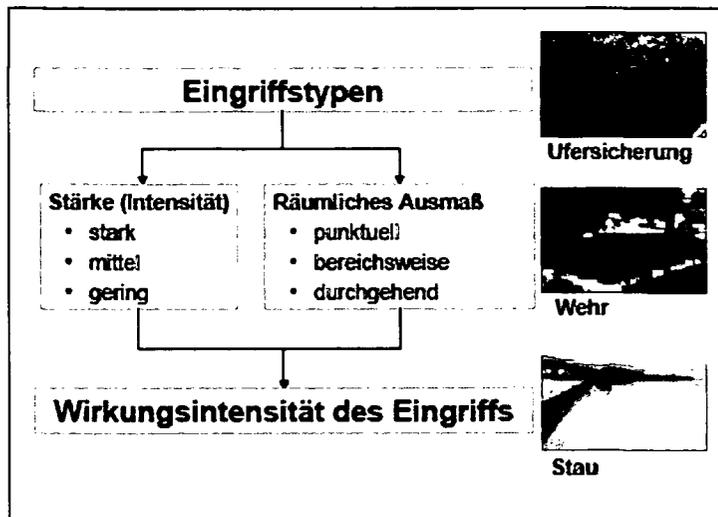


Abbildung 3-3 Ableitung der eingriffsbezogenen Wirkungsintensität

Aus der Kombination von Stärke und Ausmaß wird über eine Matrix die Wirkungsintensität des Eingriffs abgeleitet (siehe Abbildung 3-3 und Tabelle 3-2). Dabei erfolgt die Ableitung der Wirkungsintensität für Eingriffe, welche sowohl durch die Eingriffsstärke als auch dem Eingriffsausmaß gleichermaßen bestimmt werden, gleichgewichtig (**Fall A**, Tabelle 3-2.). Bei Eingriffstypen, deren Wirkungsintensitäten in erster Linie durch die Eingriffsstärke bestimmt werden, geht diese höher gewichtet ein (**Fall B**, Tabelle 3-2:).

Fall A: Stärke und Ausmaß sind ca. gleich gewichtet				
		Stärke		
Eingriffsintensität		gering	mittel	hoch
Ausmaß	punktuell	1	2	3
	bereichsweise	2	3	4
	durchgehend	3	4	5

Fall B: Stärke ist entscheidend				
		Stärke		
Eingriffsintensität		gering	mittel	hoch
Ausmaß	punktuell	1	2	4
	bereichsweise	2	3	5
	durchgehend	2	3	5

Eingriffstypen die Fall A zugeordnet werden:

- Spülung
- Baggerungen
- Hochwasser-Management
- Stau
- Regulierung
- Uferdamm
- Ufersicherung
- Grundwasserentnahme
- Bewuchsmanagement
- Sohlsicherung

Eingriffstypen die Fall B zugeordnet werden:

- Spülung
- Wehranlage oberhalb des Abschnittes
- Wehr unterhalb des Abschnittes
- Ausleitung
- Schwellbetrieb
- Absturzbauwerk

Tabelle 3-2 Bewertungsmatrix zur Ermittlung der Wirkungsintensität aus Eingriffstärke und Eingriffsausmaß: **Fall A:** Eingriffe, bei welchen die Wirkungsintensität gleichgewichtig von Eingriffsstärke und Eingriffsausmaß bestimmt werden. **Fall B:** Eingriffe, bei welchen die Wirkungsintensität besonders durch die Eingriffsstärke bestimmt wird.

In Anlehnung an das Bewertungsverfahren einer Nutzwertanalyse wird in Abhängigkeit von der Wirkungsintensität des Eingriffs (s.o.) die Abweichung vom Leitbild bestimmt. Die Abweichung wird als Zielerfüllungsgrad angegeben. Dieser reicht von 0 % (keine Zielerfüllung) bis 100 % (vollständige Zielerfüllung bzw. entspricht dem Leitbild).

Der Zusammenhang von Wirkungsintensität eines Eingriffes und dem Zielerfüllungsgrad wird in Form von Transformationskurven definiert. Die Transformationskurven sind spezifisch je

- Leitbild
- Eingriffstyp
- Bewertungskriterium.

Die Transformationskurven werden für sämtliche Eingriffstypen für jedes der 29 Bewertungskriterien und die jeweils unterschiedliche Leitbild-Ausprägungsklasse definiert (siehe Beispiel Abbildung 3-4). D.h. für einen Eingriffstyp werden 145 (29x5) Transformationskurven definiert¹. Insgesamt wurden 17 Eingriffstypen behandelt und somit 2465 Transformationskurven erstellt. Es wird postuliert, dass die Transformationskurven generelle Gültigkeit besitzen und daher unabhängig vom konkreten Bewertungsabschnitt sind.

¹ Die Einstufung erfolgte gemeinsam mit H. MADER, G. Egger, K. Angermann M. SCHNEIDER, F. KERLE, J. DOX, I. Niederbichler

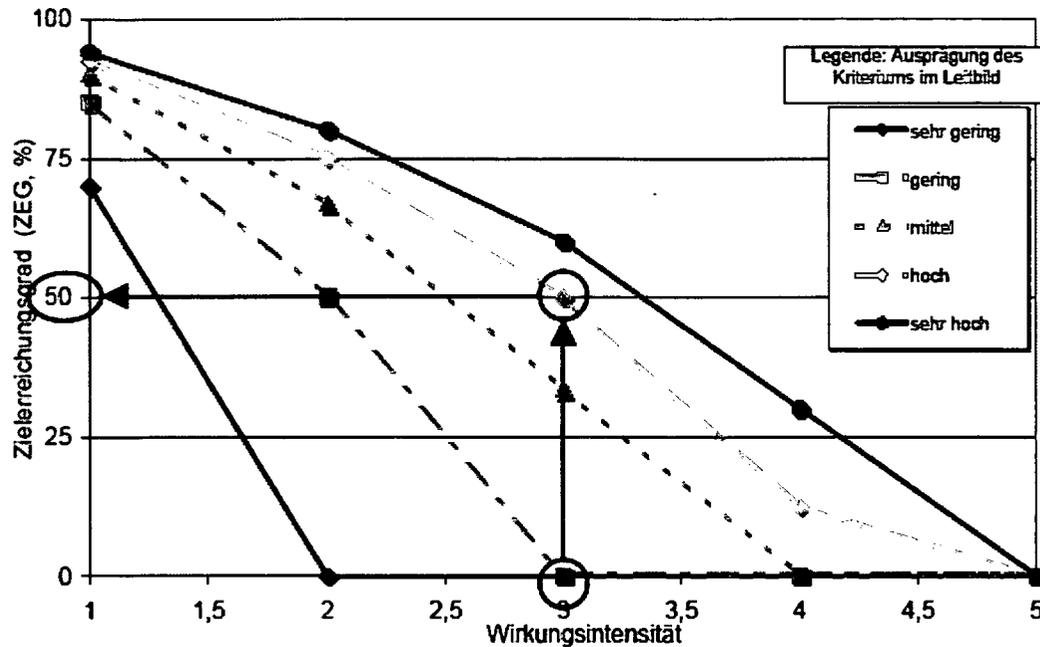


Abbildung 3-4 Beispiel einer Transformationskurve für den Eingriffstyp „Ausleitung“ und den fünf Leitbild-Ausprägungsstufen des Bewertungskriteriums „Abfluss“ (sehr geringer Abfluss, geringer Abfluss, mittlerer Abfluss, hoher Abfluss, sehr hoher Abfluss). dem Eingriffsausmaß „durchgehend“ (gesamte Bewertungsstrecke) und der Eingriffstärke von „mittel“ (siehe Tabelle 3-2).

3.7 Bewertungsvorgang – Ermittlung des ökologischen Zustandes

In einem 1. Schritt werden die Zielerfüllungsgrade für jedes Bewertungskriterium eines Bewertungsabschnittes mittels Transformationskurven bestimmt (ZEG_{ET} siehe Abbildung 3-4). In einem 2. Schritt wird der wirksamste Eingriff je Bewertungskriterium (= minimaler Zielerfüllungsgrad) ermittelt (ZEG_{MIN} , vgl. Tabelle 3-3). Diese werden durch arithmetische Mittelwertbildung auf der Ebene der 11 Systemkomponenten (ZEG_{SK}), bzw. diese auf der Ebene der 3 Systembetrachtungsebenen (ZEG_{BE}) und letztere wiederum auf der Ebene des Gewässersystems zum Gesamt-Zielerfüllungsgrad (ZEG_{GES}) zusammengefasst. Aus dem Gesamt-Zielerfüllungsgrad wird die prognostizierte ökologische Zustandsklasse in 5 ganzen Stufen und 4 Zwischenstufen abgeleitet (siehe Tabelle 3-4).

Bewertungsschritt	Bewertungsebene	Ergebnis
1	Bewertungskriterien	Zielerfüllungsgrad für alle Eingriffstypen des Bewertungsabschnittes (ZEG _{Ein})
2	Bewertungskriterien	Geringster Zielerfüllungsgrad je Bewertungskriterium (ZEG _{Min})
3	Systemkomponenten	Zielerfüllungsgrad der 11 Systemkomponenten (ZEG _{SK})
4	Systembetrachtungsebenen	Zielerfüllungsgrad der 3 Systembetrachtungsebenen (ZEG _{BE})
5	Gewässerökosystem	Zielerfüllungsgrad des Gewässerökosystems (ZEG _{GES})
6	Gewässerökosystem	Prognostizierter Ökologischer Zustand des Gewässerökosystems (ÖZ)

Tabelle 3-3 Bewertungsvorgang

Gesamt-Zielerfüllungsgrad (in %)	81-100	71-80	61-70	51-60	41-50	31-40	21-30	11-20	0-10
Prognostizierte Ökologische Zustandsklasse (ÖZ)	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	4,5	5,0

Tabelle 3-4 Ableitung der prognostizierten Ökologischen Zustandsklasse (ÖZ) aus dem Gesamt-Zielerfüllungsgrad (ZEG_{ges} in %)

3.8 Kostenanalyse in RiverSmart

Die **Kostenanalyse** ermittelt die Kosten von Maßnahmen, die zur Herstellung des bewerteten Zustandes notwendig sind. Auf Basis der Beschreibung der Maßnahmen werden die Kosten ermittelt. Zudem fließen laufende Aufwendungen sowie entgangener Gewinn in die Kostenanalyse ein.

Aufgrund von unterschiedlichen Fragestellungen und sehr heterogenen Datengrundlagen wurde die Kostenanalyse noch nicht standardisiert.

3.9 Entscheidungsvorgang bezüglich „heavily modified waterbody“

Laut Wasserrahmenrichtlinie der EU (Europäische Union, 2000) sind für die Fließgewässer in der EU Maßnahmenpläne auszuarbeiten, wie der ökologisch gute Zustand [Art. 4(1)] bis 2015 erreicht werden kann. Davon ausgenommen sind erheblich veränderte Wasserkörper („heavily modified waterbodies“) [Art. 4(1)]. Für diese gilt es, bis 2015 das „gute ökologische Potenzial“ zu erreichen. Der Entscheidungsprozess, ob ein Abschnitt als „heavily modified waterbody“ auszuweisen ist, ist in Abbildung 3-5 dargestellt.

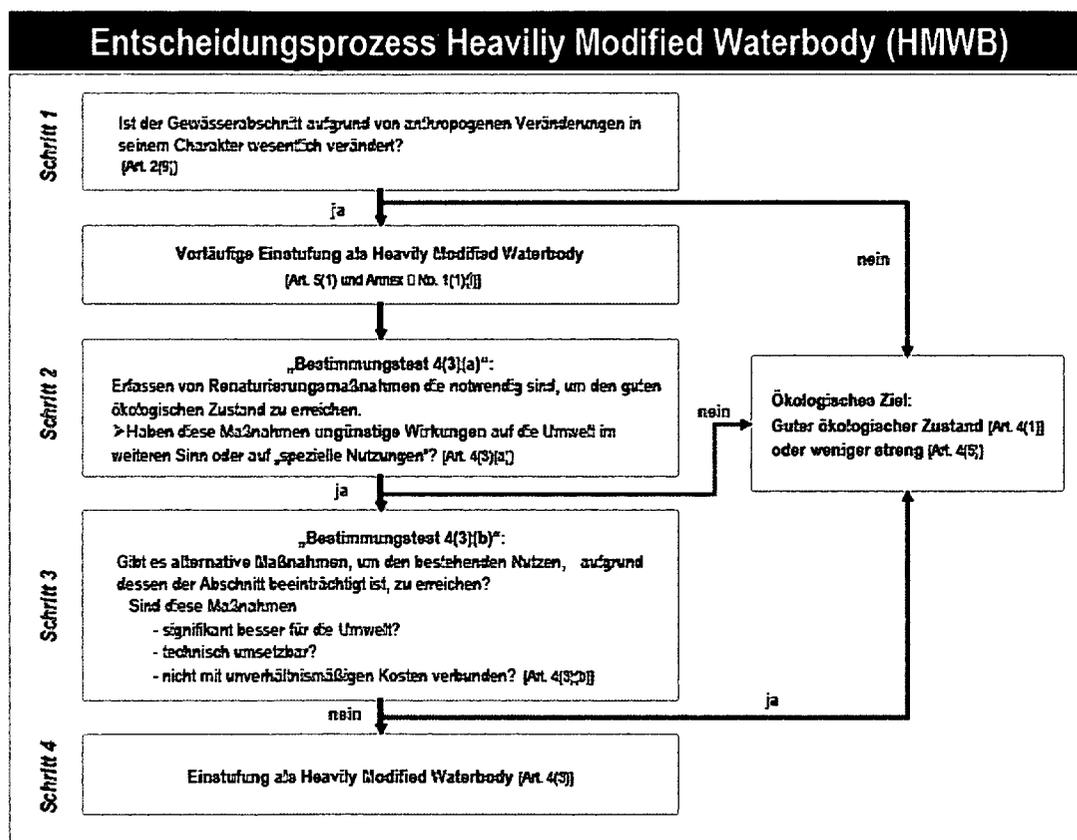


Abbildung 3-5 Entscheidungsprozess, ob ein Abschnitt als „heavily modified waterbody“ auszuweisen ist. (Quelle: „Guidance document on identification and designation of heavily modified and artificial water bodies“, CIS WORKING GROUP 2.2, 2002. verändert.)

Für die Entscheidung, ob ein Abschnitt als „heavily modified waterbody“ auszuweisen ist, sind vorab jene Maßnahmen zu definieren, die notwendig wären, um den ökologisch guten Zustand zu erreichen (Bestimmungstest 4(3)(a)). Wenn diese Maßnahmen u.a.

ungünstige Wirkungen auf „spezielle Nutzungen“ wie z.B. energiewirtschaftliche Nutzungen haben, ist der 2. Bestimmungstest (4(3)(b)), der alternative Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes prüft, anzuwenden. Bringen die Maßnahmen eine signifikante ökologische Verbesserung, sind sie technisch umsetzbar und nicht mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden, ist der Abschnitt als natürliches Gewässer (natural water) anzusehen und der gute ökologische Zustand anzustreben. Treffen diese Kriterien nicht zu, ist der Abschnitt nach Art 4(3) als „heavily modified waterbody“ auszuweisen.

Anmerkung: neben der Ausweisung eines Fließgewässers als natürliches Gewässer (natural waters), als erheblich verändertes Gewässer (heavily modified waters) gibt es auch die Möglichkeit, ein Gewässer als „künstlich“ (artificial) auszuweisen.

Für die Ausweisung von „heavily modified waterbody“ gibt es europaweit eine Reihe von Fallstudien, in Österreich wurden Abschnitte an der Bregenzerrach (vgl. KONECNY 2002a), der Donau (vgl. KONECNY 2002b) und am Wienfluss untersucht.

4 Methodik

4.1 Geländemodelle

Um eine umfassende Analyse der abiotischen Parameter (Breite, Tiefen, Strömungen,...) zu gewährleisten, ist es notwendig die punkt- und profilweisen Beobachtungen der Vermessung in ein der Natur entsprechendes kontinuierliches Feld zu übertragen (Interpolation). Denn erst mit einem dreidimensionalen Modell der Natur ist es möglich, eine Geländesituation so darzustellen, dass man damit eine sinnvolle Abflusssimulation durchführen kann.

4.1.1 Daten und Grundlagen

Als Grundlage für die Erstellung von Geländemodellen dienen in erster Linie Pläne und Karten von terrestrischen Vermessungen des Flusses, des Umlandes und von Profilen. Diese müssen auf ihre mögliche Verwendbarkeit und Aussagekraft hin untersucht und überprüft werden. Aus „gutem Datenmaterial“ müssen der Verlauf des Flusses, das Fließgefälle, Regelprofile, Maßstäbe und Einheiten klar ersichtlich sein. Bei der Erstellung eines historischen und eines aktuellen Geländemodells sollte darauf geachtet werden, dass der Zeitpunkt der historischen Aufnahme (z.B. bei Sommermittelwasser) dem Aufnahmezeitpunkt der aktuellen Vergleichssituation entspricht um eine parallele Bearbeitung der beiden Modelle zu erleichtern.

Historisches Kartenmaterial findet man u.a. bei der Einsichtnahme im Staatsarchiv, dem Kriegsarchiv, den Landes- und Stadtarchiven, und den Archiven der örtlichen Klöster und Stifte.

Für die beiden erstellten Geländemodelle dienten Pläne aus terrestrischen Vermessungen für das geplante KW Saag, eine GPS-Echolotvermessung, erstellt im Zuge der Traunstudie (Mader et al., 2002), und Lagepläne als auch Profilvermessungen, die vor der Traunregulierung 1885 gemacht wurden, als Ausgangsmaterial.

4.1.2 Bearbeitung

- **Historisches Geländemodell - Referenzzustand**

Die analogen Grundlagendaten werden, nach dem sie in den Archiven kopiert bzw. fotografiert wurden, gescannt mit Höhenwerten versehen und miteinander verbunden. In Folge wird beschrieben, wie aus diesem 2-dimensionalen Kartenwerk die Ausgangsform (xyz-Textdatei) für ein 3-dimensionales Geländemodell wird.

Nachdem die ausgewählten Lagepläne und Karten in digitaler Form vorhanden (Scannen) sind, verknüpft man die einzelnen Kartenblätter miteinander (mit Hilfe von Adobe Photoshop oder AutoCAD 2002). Mögliche Ungenauigkeiten ergeben sich durch eine generalisierte Darstellung, vorhandene Verzerrungen und mehrmalige Weiterbearbeitung.

Deshalb wird im nächsten Arbeitsschritt über mindesten zwei Fixpunkte (Geländepunkte, deren Koordinaten in einem maßstäblich festgelegten Lageplan bekannt sind) die Koordinatentransformation und die Maßstabsanpassung vorgenommen (Georeferenzierung) um unverzerrt im AutoCAD 2002 weiterarbeiten zu können.

Durch „Nachzeichnen“ des historischen Flusslaufes (Definition der Koordinaten) und Hinzufügen von Höhenwerten (z-Koordinaten) wird dieser digitalisiert (Abbildung 4-1).

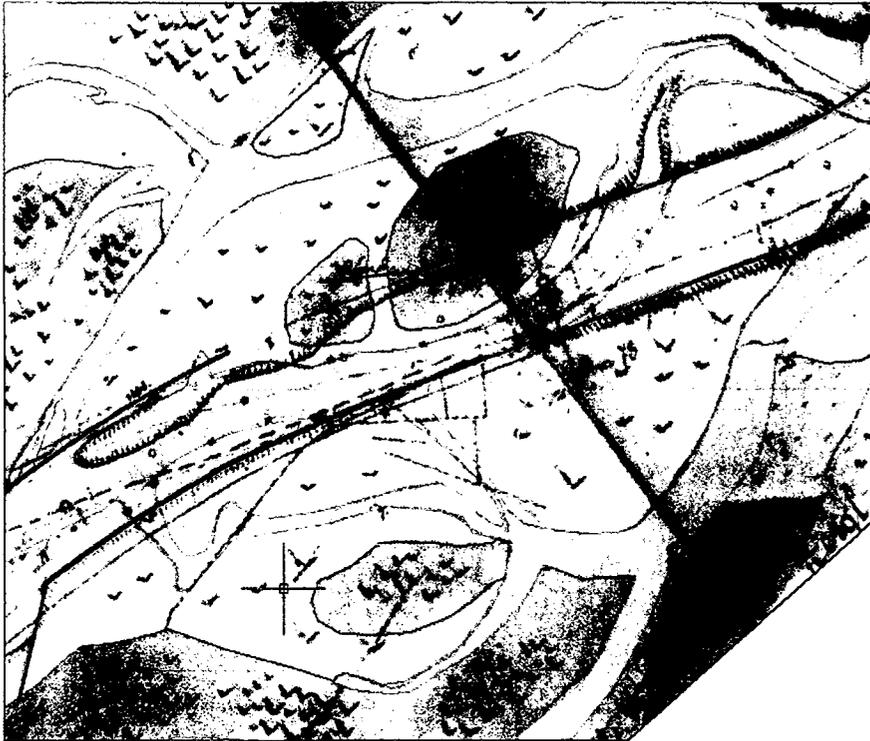


Abbildung 4-1 Lageplan der Traun 1884, Quelle: Wasserbauabteilung des Landes OÖ

Mit den für das Geländemodell relevanten Bruchkanten (Uferlinie, Gräben) wird ebenso verfahren. Dank der Informationen (Höhenwerte) aus den historischen Profilen (Abbildung 4-2) können die Regelprofile für die verschiedenen Situationen (Links- bzw. Rechtsbogen, Gerade, Haupt- bzw. Nebenarm) erstellt werden, die anschließend in den digitalisierten Flusslauf eingefügt werden.

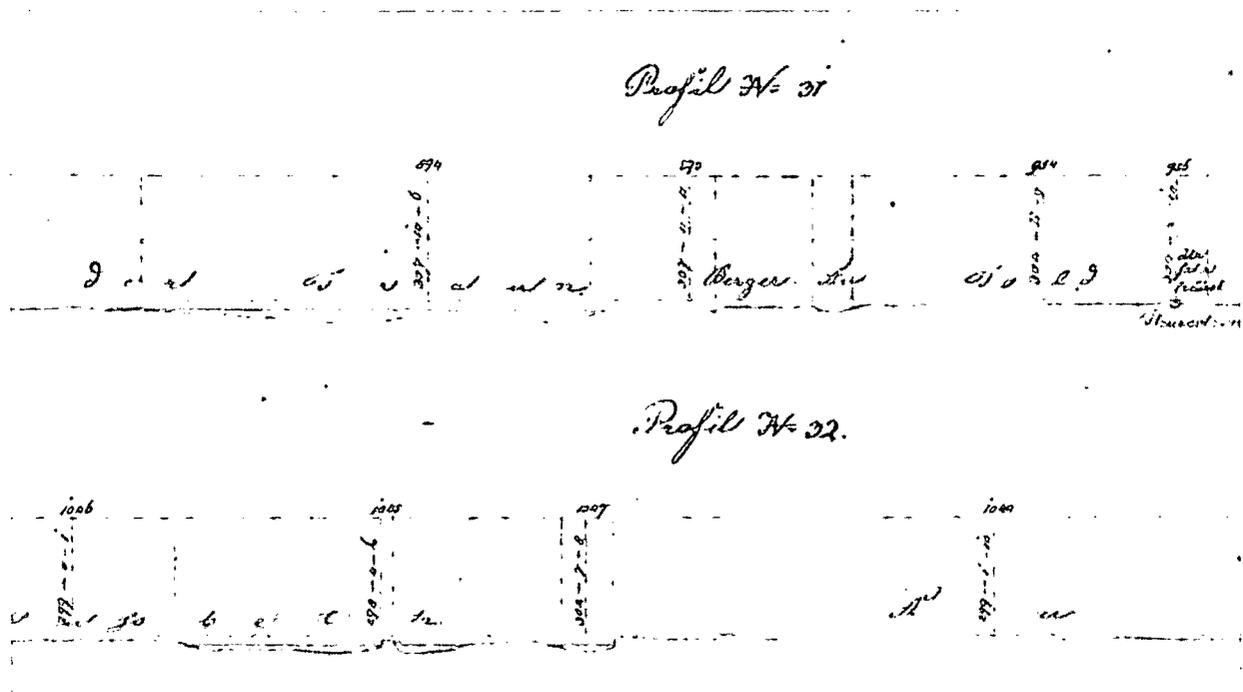


Abbildung 4-2 Querprofile des Traunflusses von 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv

Um bei der später folgenden Interpolation mit ArcGis® (siehe 4.1.3) die Genauigkeit zu erhöhen wird bereits im AutoCAD2002 die Punktemenge mit Hilfe der Teilung von 3D-Polylinien verdichtet. So verfährt man bei den Profilen in Quer- bzw. Längsrichtung als auch bei den Bruchkanten, um diese besser zu definieren. Danach werden der historische Flusslauf und die aktuellen Umlanddaten über 3D-Polylinien miteinander verbunden und diese verdichtet (Abbildung 4-3).



Abbildung 4-3 Ergebnis der Digitalisierung in AutoCAD2002

Zuletzt (und sinnvollerweise schon parallel zu den einzelnen Arbeitsschritten) wird der Flusslauf noch auf das notwendige Gefälle im Untersuchungsabschnitt und der mögliche Querschnitt auf einen konstante Durchfluss überprüft.

Nun muss nur mehr die gesamte „Punktewolke“ der AutoCAD-Zeichnung ausgelesen, als Textfile gespeichert und im Texteditor bearbeitet werden um daraus ein dreidimensionales Geländemodell zu erstellen.

- **Aktuelles Geländemodell – IST-Zustand**

Die Erstellung des aktuellen Geländemodells erfolgt analog zu der des historischen. Vereinfachungen ergeben sich durch die bessere Qualität und Verfügbarkeit der Grundlagendaten. Digitale vorhandene Pläne kann man direkt bearbeiten. Die in analoger Form vorhandenen Detailpläne müssen ebenfalls „händisch“ digitalisiert, dh. nachgezeichnet werden (Abbildung 4-4).

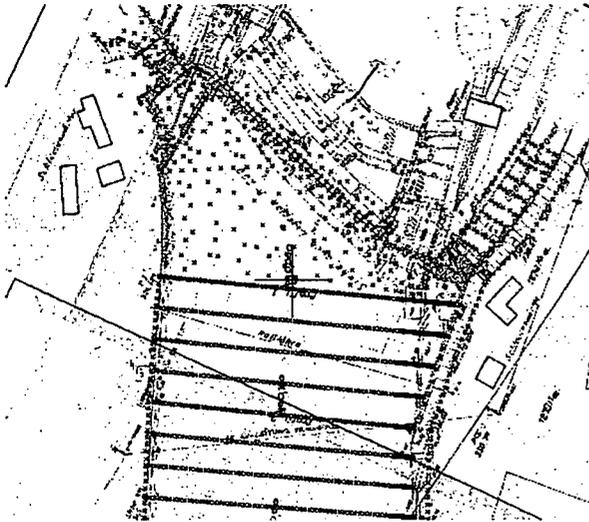


Abbildung 4-4 Detailplan für die Digitalisierung

Für jeden Geländepunkt wird dabei, nachdem man die Koordinaten definiert hat, die Höhe zusätzlich eingegeben. Mit Hilfe von 3D-Polylinien können im AutoCAD einerseits die Dichte der Punkte erhöht und andererseits die Bruchkanten besser herausgearbeitet werden. Zusätzlich wird eine GPS-Echolot-Sohlvermessung eingearbeitet. Abbildung 4-5 zeigt das Ergebnis der Digitalisierungsarbeiten.

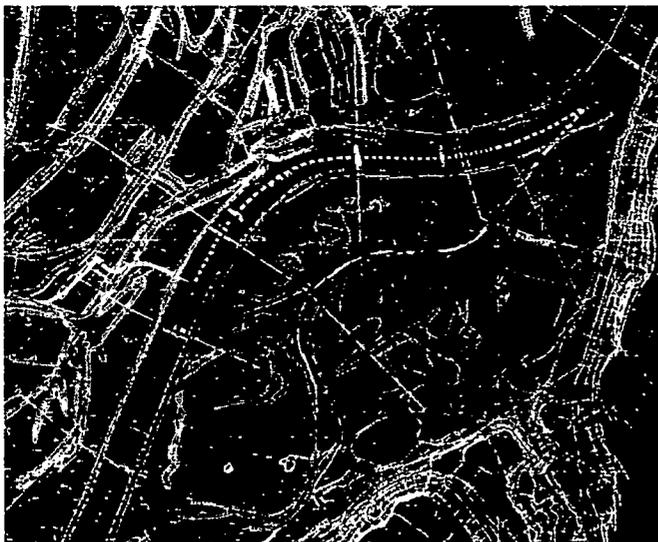


Abbildung 4-5 Ergebnis der Digitalisierung in AutoCAD2002 mit Lageplan hinterlegt

Nach dem Auslesen der xyz-Koordinaten können diese einfach in einem Textverarbeitungsprogramm bereinigt und zusammengeführt werden. Mit dieser Punktwolke, die wiederum die Basis für die Berechnung des Geländemodells bildet, ist es möglich ein dreidimensionales Geländemodell zu berechnen. Mit einer geeigneten Interpolations-

methode (siehe 4.1.3) entsteht ein Modell, das wiederum als Grundlage für die Abflusssimulation (siehe 4.2) zur Verfügung steht.

4.1.3 Interpolationsmethoden

Nach der Bearbeitung der Beobachtungen der Vermessung erhält man eine Punktemenge die durch ein geeignetes Interpolationsverfahren zu einer dreidimensionalen Abbildung der Natur wird. Die Interpolationsarbeiten werden alle mit der GIS-Software ARCGIS[®] durchgeführt.

Grundsätzlich wird zwischen zwei Arten der Interpolation unterschieden:

- Deterministische Verfahren
- Statistische (stochastische) Verfahren

Im Folgenden wird die Geländemodellerstellung mittels Kriging (Statistisches Verfahren) beschrieben. Deterministische Methoden wie Dreiecksvermaschung (TIN), Spline Interpolation und Inverse-Distanz-Gewichtung (IDW) sind aufgrund der Fehleranfälligkeit, z.B. Fettageneffekt bei IDW, für die Geländemodellerstellung nur bedingt bzw. nicht geeignet. (Formann, 2004)

- **Kriging**¹

Diese Verfahren betrachten die zu einem bestimmten Zeitpunkt gemachten Beobachtungen als zufällige Realisierung aus einer unendlichen Menge möglicher Realisierungen, die alle aus derselben Verteilung (gemeinsame statistische Eigenschaften) stammen.

Ein stochastischer Prozess $f(x)$ kann in einen deterministischen $f_d(x)$ und einen zufälligen $\varepsilon(x)$ Anteil zerlegt werden (FLEISCHER, OTT, 2003):

$$f(x) = f_d(x) + \varepsilon(x) \quad (4.1)$$

¹ nach Formann, 2004, gekürzt

Der deterministische (strukturelle) Anteil kann beispielsweise aus Trendanalysen der Beobachtungen ermittelt werden. Beim Analysieren des zufälligen Anteils ist zwischen

benachbarten Punkten eine räumliche Korrelation feststellbar, die mit zunehmender Entfernung abnimmt.

Vorgangsweise:

Entsprechend Gleichung (4.2) werden die Variogrammwerte $\gamma(h)$ paarweise aus den Beobachtungen berechnet, anschließend in Klassen unterteilt und im sogenannten experimentellen Variogramm, welches die räumliche Struktur beschreibt, dargestellt.

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum [z_i(x) - z_i(x+h)]^2 \quad (4.2)$$

$\gamma(h)$... Variogrammwert

n ... Anzahl der Datenpaare mit Abstand h

$z_i(x)$... Wert der Beobachtung am Ort x

$z_i(x+h)$... Wert der Beobachtung am Ort $x+h$

h ... Abstand zwischen zwei Messwerten

Nun kann eine theoretische Funktion (lineare, sphärische, exponentielle, Gauss'sche, logarithmische) angepasst werden (Abbildung 4-6). Mit Hilfe dieser gewählten theoretischen Funktion können nun die Gewichte bestimmt werden und die Interpolation durchgeführt werden.

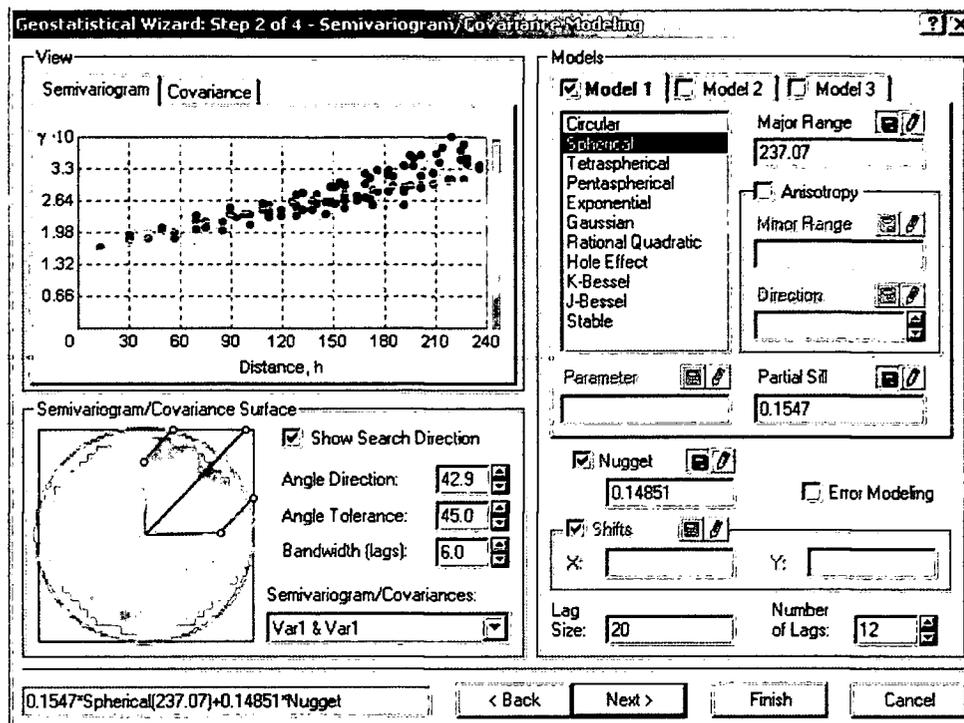


Abbildung 4-6 Variogrammdarstellung im ArcGIS®

Vorteil von Kriging gegenüber anderen Interpolationsmethoden:

1. Keine willkürliche, sondern eine *optimale Gewichtung* - **Best Linear Unbiased Estimate (BLUE)**, der mittlere Fehler soll möglichst Null sein (keine Unter- Überschätzung) und die Varianz der Fehler soll ein Minimum werden.
2. Genauigkeit des Schätzers bestimmbar durch *Kreuzvalidierung*. Hierbei wird abwechselnd ein beobachteter Punkt nach dem anderen aus der gesamten Punktmenge herausgenommen und anschließend interpoliert. Dieser Schätzwert dient als Prüfwert und wird mit dem tatsächlich gemessenen Wert gegenübergestellt.

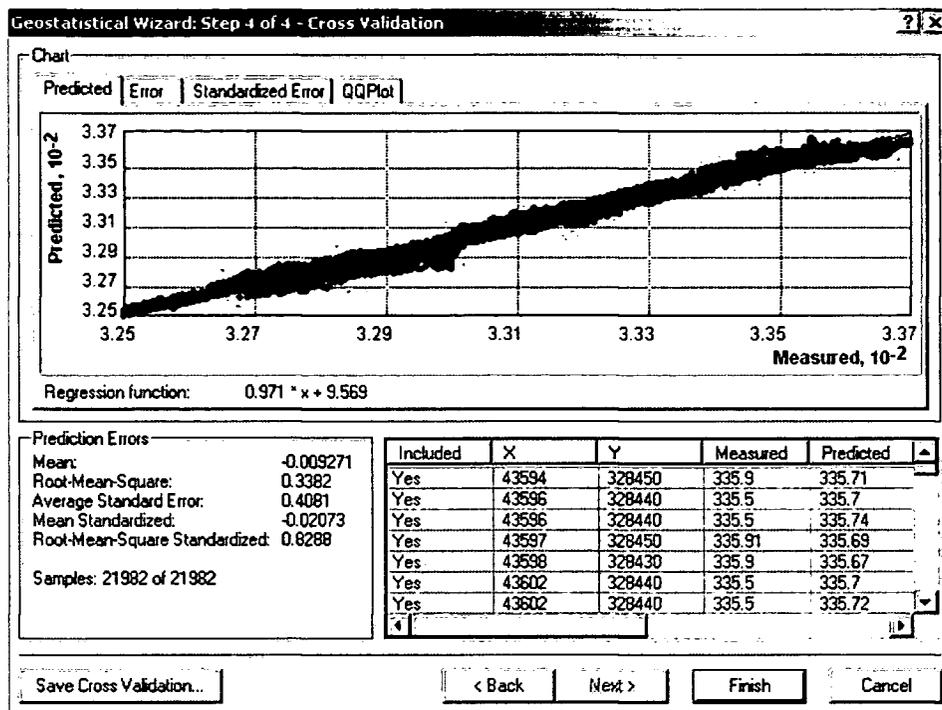


Abbildung 4-7 Kreuzvalidierung

In Abbildung 4-7 werden die Standardabweichungen der gemessenen Werte mit jenen der berechneten Werte für jeden Punkt aufgetragen. Die blaue Linie stellt die Regressionsgerade dar. Als Parameter dient der Root-Mean-Square, welcher gegen Null gehen sollte. Mit dieser Methode (Ordinary Kriging) ist nun eine sehr zufrieden stellende Nachbildung des natürlichen Geländeverlaufs gegeben.

4.2 Abflussmodellierung

Die Komplexität von Fließvorgängen in der Natur ist bereits im 19. Jahrhundert mathematisch beschrieben worden, allein deren Lösung war lange auf Bleistift und Papier und somit auf einfachste Fragestellungen beschränkt.

Die heutige Informationstechnologie und die numerische Mathematik haben eine alternative Möglichkeit zur Dekomprimierung des in Differentialgleichungen gespeicherten theoretischen Wissens für komplexe naturähnliche Gewässer in der Form der hydrodynamisch-numerischen Modellierung eröffnet. Dabei wurde die Anforderung der analytischen durch die numerische Lösbarkeit ersetzt, wodurch die Menge der lösbaren Probleme erheblich aufgeweitet wurde, es hat sich oftmals sogar gezeigt, dass die numerische Unlösbarkeit auf Fehler in der Theoriebildung deutet. Die fruchtbare Verbindung

von Numerik und Hydrodynamik hat ihren Siegeszug auch im Wasserbau gehalten und sie prägt als Computational Hydraulics oder Computational Fluid Dynamics (CFD) das Bild der Fließgewässer zum Anfang des neuen Jahrhunderts, einer Zeit, die nachfolgende Generationen zweifelsohne als das Zeitalter der Computerrevolution bezeichnen werden. (Malcherek, 2000)

Bei Abflusssimulationen von Fließgewässern unterscheidet man eindimensionale, zwei-dimensionale und dreidimensionale Abflussmodelle. Je nach Fragestellung und Genauigkeitsanspruch finden verschiedene Modelle Anwendung. Im Rahmen von eindimensionalen Berechnungen der Wasserspiegellagen wird die Realität des Abflussprozesses sehr stark vereinfacht. Zwei- oder dreidimensionale Modelle scheinen für die Simulation komplexer Abflusssituationen und Geometrien besser geeignet und liefern neben Wasserspiegellagen auch Geschwindigkeitsverteilungen (Habersack et al., 2000).

Zur Beantwortung der Fragen im Rahmen dieser Arbeit werden daher zwei zweidimensionale Modelle gewählt: **CCHE-2D**[®], („National Center for Computational Hydroscience and Engineering (NCCHE)“ der Universität von Mississippi, 2001) und **Mike21C**[®] (DHI Water & Environment, Dänemark)

4.2.1 CCHE-2D[®]

Das CCHE- 2D Modell ist ein 2- dimensionales tiefengemitteltes, instationäres hydraulisches und Feststoff-Transport Modell des „National Center for Computational Hydroscience and Engineering (NCCHE)“ der Universität von Mississippi.

Das hydraulische Modell basiert auf den tiefengemittelten Navier- Stokes Gleichungen und die turbulenten Schubspannungsverhältnisse werden mit Hilfe der Boussinesq Annäherung gelöst.

Die Lösung der Gleichungen erfolgt implizit unter der Verwendung einer speziellen Finiten Elemente Methode.

Weiters besteht das CCHE- 2D aus dem CCHE_Mesh Generator[®], mit dessen Hilfe das Netz für das Geländemodell generiert wird und dem CCHE2D-GUI[®] (graphical user interface), mit dem die Simulation erfolgt.

Beide zusammen stellen somit den Pre- und Postprozessor des Modells dar. (Formann, 2004)

Leider erwies sich das Modell CCHE-2D[®] im Rahmen dieser Arbeit nur begrenzt geeignet, da bald die Grenzen des Modells erreicht wurden. CCHE2D ist offensichtlich nicht für Untersuchungsgebiete mit einer großen Ausdehnung geeignet bzw. es können nicht entsprechende Auflösungen bei der räumlichen Diskretisierung erreicht werden. Die Obergrenze liegt in etwa bei 100000 Netzpunkten und liefert damit im Falle des betrachteten Untersuchungsgebietes eine maximale räumliche Auflösung von ca. 50 m.

Damit liegt es unter der annehmbaren Genauigkeit, vor allem wenn Abflussverhältnisse von komplexen Vorländern und Grabensystemen betrachtet werden sollen.

Zwar können bei der räumlichen Diskretisierung unterschiedliche Auflösungen verwendet werden, doch bei Geometrien in den Größenordnungen unter 10 m (z.B. Gräben und Altarme) im Vorland erscheint dies nicht mehr zielführend. Abbildung 4-8 zeigt einen Ausschnitt aus einem Geländemodell erstellt mit CCHE_Mesh Generator[®]. Deutlich zu erkennen sind die Fehler bedingt durch die zu große Auflösung – Fluss und Vorland werden nicht mehr korrekt abgebildet und über Gräben im Vorland hinweginterpoliert.

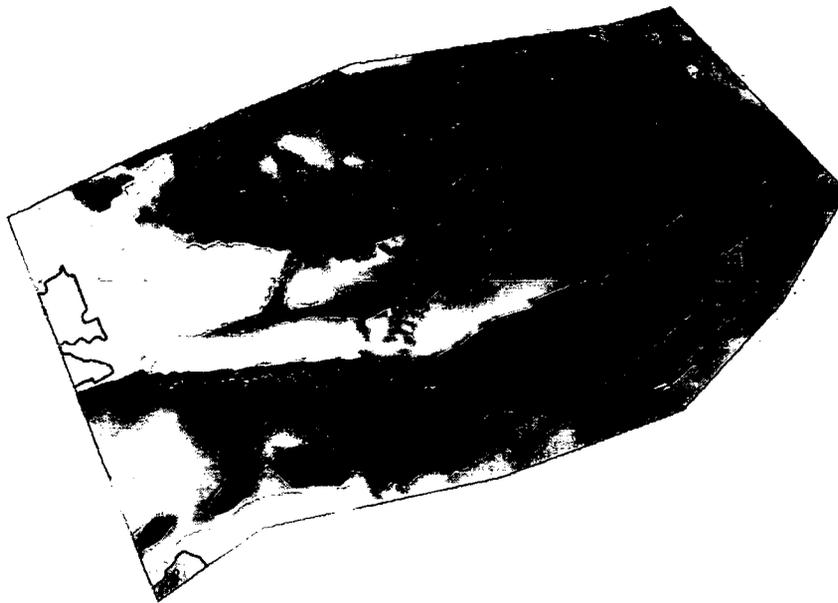


Abbildung 4-8 Ausschnitt aus dem DGM erstellt mit CCHE_Mesh Generator[©]

Die Analyse der Abflussverhältnisse beschränkt sich daher auf das Modell MIKE21C[©] (DHI Water & Environment, Hørsholm, Dänemark).

4.2.2 MIKE21C[©]

Mike21C[©] ist ein 2-dimensionales Abflusssimulationsmodell für die Simulation der Hydrodynamik und des Sedimenttransportes von Flüssen. Das Modell bietet die Möglichkeit ein geradliniges oder ein krummliniges Berechnungsnetz zu verwenden.

Das **Mike21C[©]** wird für Simulationen des 2-dimensionalen freien Oberflächenabflusses und des Sedimenttransportes in Flüssen angewendet, wo eine genaue Beschreibung des Flusses entlang der Ufer und Strukturen sowie der Sekundärströmungen von Bedeutung sind.

Das Modell, das ein Teil des Softwarepakets **Mike21[©]** von DHI Water & Environment ist, besteht aus einer Anzahl von Modulen:

- Hydrodynamik-Modul

- Advektions-Dispersions-Modul
- Sedimenttransport-Modul
- Fließwiderstands-Modul
- Erosions-Modul
- Large-scale-Morphologie-Modul

Weiters bietet es einige Pre- und Postprocessing-Tools für die Verarbeitung der Daten. (DHI Water & Environment, 2004?)

4.2.2.1 Grid Generator

Das Modell **Mike21**[®] basiert auf einem rechtwinkligen, orthogonalen Berechnungsnetz. Bei der Simulation von Flüssen ist jedoch die genaue Abbildung der Ufer von Bedeutung, was die Verwendung von Kurmlinigen oder unstrukturierten Berechnungsnetzen (wie bei **Mike21C**[®]) nahe legt. Im Vergleich zu unstrukturierten Netzen haben krummlinige Netze den Vorteil, dass die Berechnungsschemen viel schneller sind (DHI, 2004).

Der Nutzen eines krummlinigen Berechnungsnetzes, das mit einem geradlinigen Rasterfeld verglichen wird, wird in Abbildung 4-9 gezeigt, wo ein Flussarm in einem krummlinigen und geradlinigen Rasterfeld beschrieben wird. In diesem Beispiel basiert die Diskretisierung im krummlinigen Rasterfeld auf 210 Berechnungspunkten, während das geradlinige Modell 228 aktive (Wasser) Punkte benutzt. Das krummlinige Modell liefert eine viel bessere Auflösung des Flusses nahe den Grenzen und dadurch einer höheren Modellgenauigkeit. Im krummlinigen Modell kann ein grösserer Zeitschritt verwendet werden, weil die Gitterlinien den Stromlinien folgen.

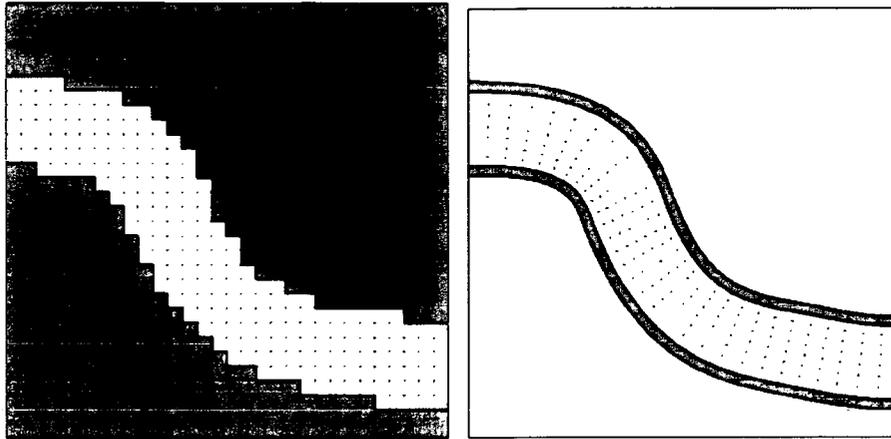


Abbildung 4-9 Schema eines Flusses mit rechteckigem und krummlinigem Netz Quelle:
DHI, 2004

Mike21C[®] basiert auf einem so genannten orthogonalen kurvenförmigen Netz. Dieses Netz wird mit einem speziellen Grid Generator erzeugt, der elliptische partielle Differentialgleichungen löst. Der Vorteil eines orthogonalen Netzes liegt in dem Umstand, dass die Lösung der finiten Differenzgleichungen einfacher, schneller und präziser erfolgt. Das orthogonale krummlinige Netz wird aus folgenden Gleichungen erhalten:

$$\frac{\partial}{\partial s} \left[g \frac{\partial x}{\partial s} \right] + \frac{\partial}{\partial n} \left[\frac{1}{g} \frac{\partial x}{\partial n} \right] = 0 \qquad \frac{\partial}{\partial s} \left[g \frac{\partial y}{\partial s} \right] + \frac{\partial}{\partial n} \left[\frac{1}{g} \frac{\partial y}{\partial n} \right] = 0 \qquad (4.3)$$

wobei

- x,y..... Kartesische Koordinaten
- s,n..... Krummlinige Koordinaten (anti-clockwise system)
- g..... Gewichtungsfunktion

Gleichung 1: Elliptische partielle Differentialgleichungen zur Netzgenerierung (DHI, 2004)

Die Gewichtungsfunktion g ist ein Maß für das Verhältnis der Zellenlänge in s- und in n-Richtung. Die Netzgenerierung ist ein iterativer Prozess, bei dem Ränder geglättet und die Gewichtungsfunktion soweit angepasst werden, bis das erhaltene Rasterfeld keine zu großen Gradienten in Zellenweite und –krümmung aufweisen.

Input für den Grid Generator:

- Randlinien, als ASCII oder direkt im Gridgenerator digitalisiert
- Anzahl der Netzknoten in und normal zur Fließrichtung
- Höhenmodell, als ASCII oder importiert aus einer anderen Mike21[®] Anwendung

Output:

- 2D-Karte mit den Koordinaten der Eckpunkte der Zellen des Netzes
- 2D-Karte mit den Höhen im Zentrum jedes Netzelementes

4.2.2.2 Das Hydrodynamische Modell (DHI, 2004)

Das hydrodynamische Modell simuliert die Variationen der Wassertiefen und die Strömungen in Flüssen auf Basis eines krummlinigen Berechnungsnetzes.

Das hydrodynamische Modell löst die voll dynamischen und vertikal integrierten Gleichungen der Kontinuität und der Momenterhaltung (de Saint Venant) in zwei Richtungen. Die Krümmung der Netzlinien liefert einen zusätzlichen Term in den Gleichungen für den Abfluss. Folgende Gleichungen werden gelöst:

$$\frac{\partial p}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial s} \left(\frac{p^2}{h} \right) + \frac{\partial}{\partial n} \left(\frac{pq}{h} \right) + 2 \frac{pq}{hR_n} + \frac{p^2 - q^2}{hR_s} + gh \frac{\partial H}{\partial s} + \frac{g}{C^2} \frac{p \sqrt{p^2 + q^2}}{h^2} = RHS \quad (4.4)$$

$$\frac{\partial q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial s} \left(\frac{pq}{h} \right) + \frac{\partial}{\partial n} \left(\frac{q^2}{h} \right) + 2 \frac{pq}{hR_s} + \frac{q^2 - p^2}{hR_n} + gh \frac{\partial H}{\partial n} + \frac{g}{C^2} \frac{q \sqrt{p^2 + q^2}}{h^2} = RHS \quad (4.5)$$

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial p}{\partial s} + \frac{\partial q}{\partial n} - \frac{q}{R_s} + \frac{p}{R_n} = 0 \quad (4.6)$$

Gleichung 2 Gleichungen für die hydrodynamische Lösung in **Mike21C[®]** (DHI, 2004)

Wobei:

- s,n Koordinaten im krummlinigen Koordinatensystem
- p,q Massenfluss in s- und n-Richtung
- H Wasserspiegelhöhe
- h Wassertiefe

- g Erdbeschleunigung
- C Chezy Rauigkeitskoeffizient
- R_s, R_n Radius der Krümmung der s- und n-Linien
- RHS beschreibt u.a. Reynold Spannungen, Coriolis-Kraft, Windreibung, Atmosphärischen Druck

Die Gleichungen werden mit einem impliziten Differenzen-Schema gelöst (Abbildung 4-10), wobei zwei Lösungsalgorithmen zur Verfügung stehen. Der erste ist das klassische ADI-Schema (alternate direction iteration), der zweite basiert auf einer quasi-stationären Annahme und ist ein Predictor-Corrector Algorithmus.

Input:

- 2D-Karte mit krummlinigem Netz und Höhenmodell
- Durchfluss als obere Randbedingung und Wasserstand als untere Randbedingung
- Initialwasserspiegel

Output:

- 2D-Karte mit Wassertiefen
- 2D-Karte mit Strömung in zwei Richtungen
- 2D-Karte mit Fließgeschwindigkeiten in 2 Richtungen

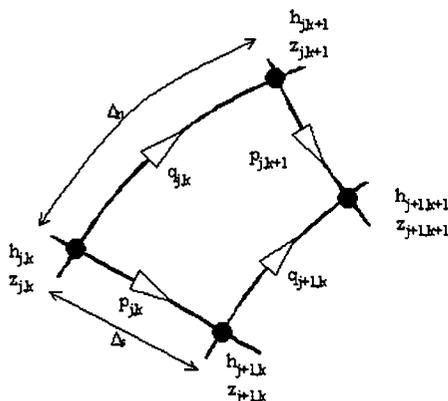


Abbildung 4-10 Lösungsschema in Mike21C[®] (DHI, 2004)

Für genauere Angaben sowie Angaben bezüglich Sedimenttransport, Erosion und Large-Scale-Morphologie-Simulation wird auf die Handbücher sowie die wissenschaftliche Dokumentation von DHI Water & Environment verwiesen (DHI Water & Environment, 2004)

4.2.3 Abflusssimulationen

Für die Kalibrierung der Transformationskurven ist es notwendig, Simulationen verschiedenster Abflusssituationen sowohl im historischen „Referenzzustand“ als auch im Ist-Zustand durchzuführen. Durch die Definition der Bewertungsindikatoren und deren beschreibenden Parameter (siehe Kapitel 3) sind die durchzuführenden Abflussanalysen vorgegeben. D.h. sowohl die Durchflussmengen (Tabelle 4-1) als auch die aus den Simulationen abzuleitenden Parameter, mit denen anschließend die Kalibrierung der Transformationskurven durchgeführt werden, sind bekannt. Die gesuchten Parameter ergeben sich einerseits aus den Definitionen der Bewertungskriterien und andererseits aus den Werten, welche aus dem Abflusssimulationsmodell ausgelesen bzw. ausgewertet werden können, also alle Kriterien, die aus Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten abgeleitet werden können (vgl. Tabelle 4-2).

In Summe ergeben sich inklusive Kalibrierung 6 Abflusssituationen (Tabelle 4-1).

Eichung	170 m ³ /s
NQ	40,7 m ³ /s
MQ	133 m ³ /s
MQ _{Sommer}	148 m ³ /s
HQ ₁	500 m ³ /s
HQ ₁₀₀	1500 m ³ /s

Tabelle 4-1 Untersuchte Abflusssituationen

Der erste Schritt ist die Kalibrierung des Simulationsmodells anhand von in der Natur gemessenen Werten für den Wasserstand über Rauheitswerte (1D-Kalibrierung). Weitere Kalibrierungen, z.B. über Geschwindigkeitsverteilungen im Querprofil oder Wasserspiegelquergefälle, sind aufgrund von fehlenden Messdaten nicht möglich.

Eine entsprechende Kalibrierung erfolgt für die Simulation des Ist-Zustandes über Rauheitswerte auf Basis von Geländeaufnahmen und Auswertung von Landnutzungen durch einen Vergleich mit Wasserstandmessungen im Untersuchungsgebiet. Die Ab-

schätzung der Rauigkeitswerte erfolgt dabei nach Angaben aus der Literatur (Haber-sack, 1995).

Die Eichung der Überbordsimulationen wird aufgrund ungenügender Daten nicht durch-geführt. Zwar war eine Kalibrierung über Hochwasseranschlagslinien (1985: ca. HQ₁₀) geplant, es musste jedoch wegen der lagemäßig zu ungenauen Angaben darauf ver-zichtet werden.

Für den Referenzzustand erweist sich die Kalibrierung des Abflussmodells ungleich schwieriger, da für die historische Situation keine entsprechenden Daten zur Verfügung stehen. Allfällige Daten über historische Wasserstände und oft sogar Geschwindig-keitsmessungen (vgl. Abbildung 4-11) sind aufgrund der schwierigen örtlichen Zuord-nung und eines entsprechenden Referenzdurchflusses mit Vorsicht zu genießen und finden daher auch keinen Eingang.

Geschwindigkeit des Traunflusses
 bei 5" Pegelhöhe in Stadel, 2-1" im Lambach, 1-9" im Weib, 2: 6" in Ebels-
 berg. und Mittelwasserstand bei Dornau

Nr.	Ort	Stärke	Ort	Stärke
1	Von Stadel zur Aggermündung	6 1/2	Bei Schleifraum	8
2	Der Aggermündung bis zum Bach	11	Maroltsbach	7 1/2
	bachend Traunbrücke	10	Reutling	8 3/8
3	Lambach zum alten Altramm	10 1/2	Vom Trauncanal vom Hasenofen	8 1/2
4	Vom Trauncanal vor Schleifraum	8	Bei Traun u. Lössgraben	7 1/2
5	Zwischen Schleifraum u. Lössgr.	6 1/2	" Frieddorf "	6 1/2
6	Von der Hengartner Leithe	6	" Ebelsberg "	9
7	Von Traunberg	8 1/2	gegen die Traummündung und	
8	Oben der Weib: Traunbrücke	6 1/2	im Dornau "	5
9	gegen die Papiermühle	6		

Vergleichene Geschwindigkeit bei Dornau 7 1/2" in 1 Sekunde
 Vergleichenes Gefälle auf eine Meile = 1 1/2" Linie

Abbildung 4-11 Historische Fließgeschwindigkeitsmessung an der Traun 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv

Eine genaue Eichung für die historische Situation ist daher kaum möglich. Eine „grobe“ Kalibrierung erfolgt jedoch durch Rauigkeitswerte aus der Literatur, die über histori-sche Kartenwerke an die Landnutzungsverhältnisse im Untersuchungsabschnitt ange-passt werden (Abbildung 4-12). Ungenauigkeiten, die auf einer fehlenden Kalibrierung

des Referenzzustandes basieren müssen in Kauf genommen werden. Die Ergebnisse liegen bei vernünftiger Annahme und Verteilung der Rauigkeitswerte (bei guter Geometrie) erfahrungsgemäß nahe ($< 1 \text{ dm}$) am tatsächlichen Wert.

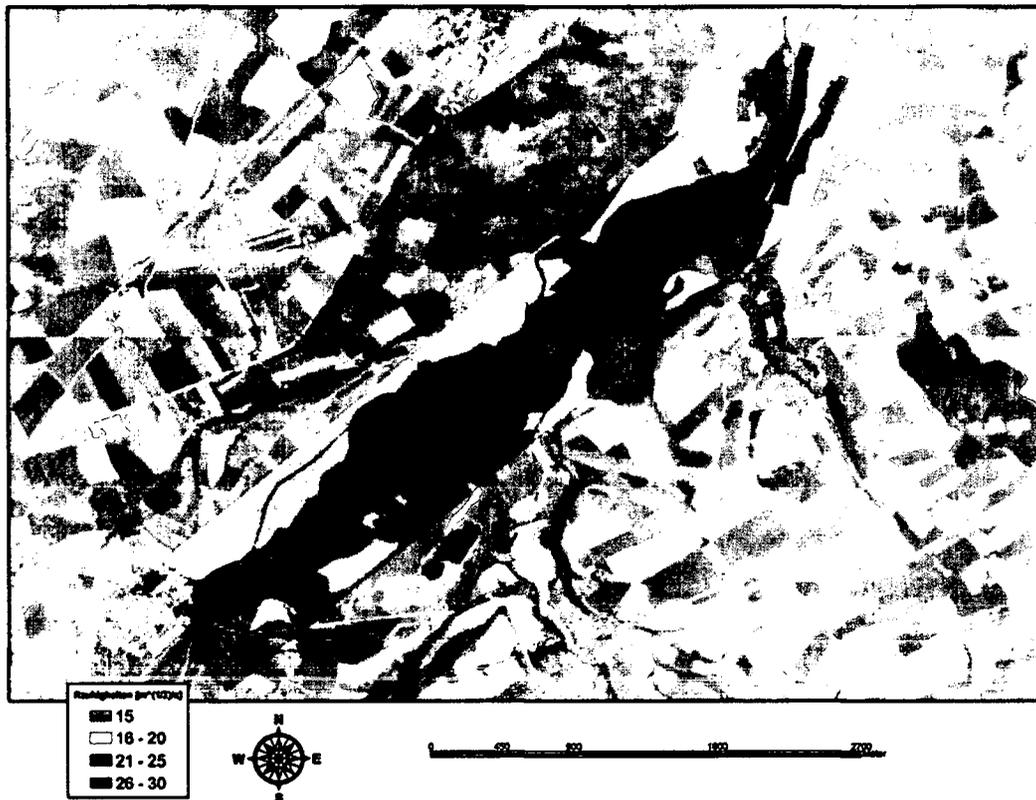


Abbildung 4-12 Rauigkeitenverteilung im historischen Modell

Mit dem kalibrierten Modell für den Ist-Zustand und den historischen Referenzzustand können anschließend weitere Simulationen verschiedener Abflüsse durchgeführt werden.

Die Auswertung der Simulationen erfolgt in Hinblick auf die zu untersuchenden Bewertungskriterien. D.h. nicht bei allen Durchflüssen werden auch alle Parameter ausgewertet. Z.B. Ist bei der Modellierung des hundertjährigen Abflusses nur die Ermittlung der Wasserflächen notwendig.

4.3 Kalibrierung der Transformationskurven

Die aus einem Expertenwissen erarbeiteten Kurven, die das Ökosystemmodell beschreiben, werden mit der Auswertung aus den durchgeführten Simulationen überprüft und kalibriert.

Aus den durchgeführten Simulationen der verschiedenen Abflüsse im historischen und im aktuellen Zustand werden alle relevanten Parameter, die die Bewertungskriterien (siehe Bewertungskriterien) beschreiben, ausgelesen und ausgewertet. Jeder Eingriffstyp verlangt nach einer eigenen Kalibrierung. Mit den Werten der Parameter kann die Kalibrierung der schon vorhandenen Transformationskurven, die vorher über Expertenwissen erstellt wurden, durchgeführt werden.

Die Auswahl der Bewertungskriterien ist von der Verfügbarkeit in den historischen und aktuellen Simulationen abhängig. Als Ziel der Kalibrierung soll die zahlenmäßige Veränderung der Transformationskurven im Zusammenhang mit der Intensität des Eingriffes dargestellt werden (Zielerfüllungsgrad ZEG). Wesentlich ist hier die Tendenz der Transformationskurve.

Für jeden Eingriff werden alle sich veränderbaren Parameter betrachtet, ausgehend von 0% Eingriff (Leitbild, historischer Zustand) bis 100% Eingriff (aktueller Zustand). Durch Unterteilen des Projektgebietes und geeignete Kombination können verschiedene Intensitäten betrachtet werden. Dabei wurde das Projektgebiet in 5 Abschnitte unterteilt und diese auf zwei unterschiedliche Weisen miteinander kombiniert:

1. Kombination „von oben“

Dabei erfolgt die Kombination der Teilabschnitte des Referenzzustands mit Abschnitten des IST-Zustandes vom Projektgebietsanfang ausgehend.

2. Kombination „von unten“

Dabei erfolgt die Kombination der Teilabschnitte des Referenzzustands mit Abschnitten des IST-Zustandes vom Projektgebietsende ausgehend

Das liefert zwei Kurven der verschiedenen Kombinationen und über eine Mittelwertbildung kann die Tendenz der Kurve angegeben (siehe Abbildung 4-14) und die zuvor erstellten Expertenkurven angepasst werden.

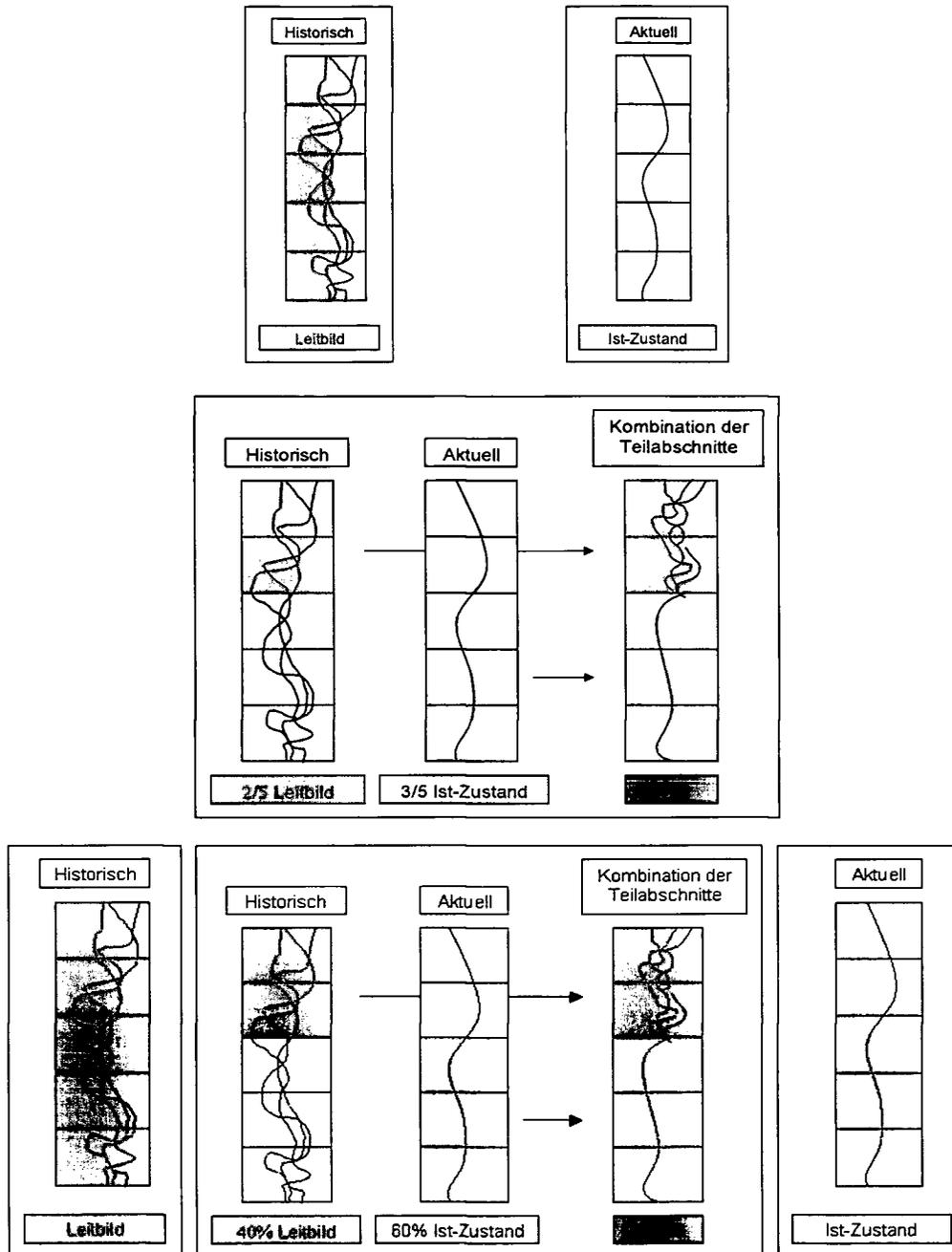


Abbildung 4-13 Kombination der Eingriffe: aus 2/5 unbeeinflussten und aus 3/5 beeinflussten Zustand ergibt sich in Summe wieder ein kompletter Abschnitt. Daraus ergibt sich ein Wert für den Zielerfüllungsgrad zwischen Leitbild (ZEG=100%) und Ist-Zustand (ZEG=0%)

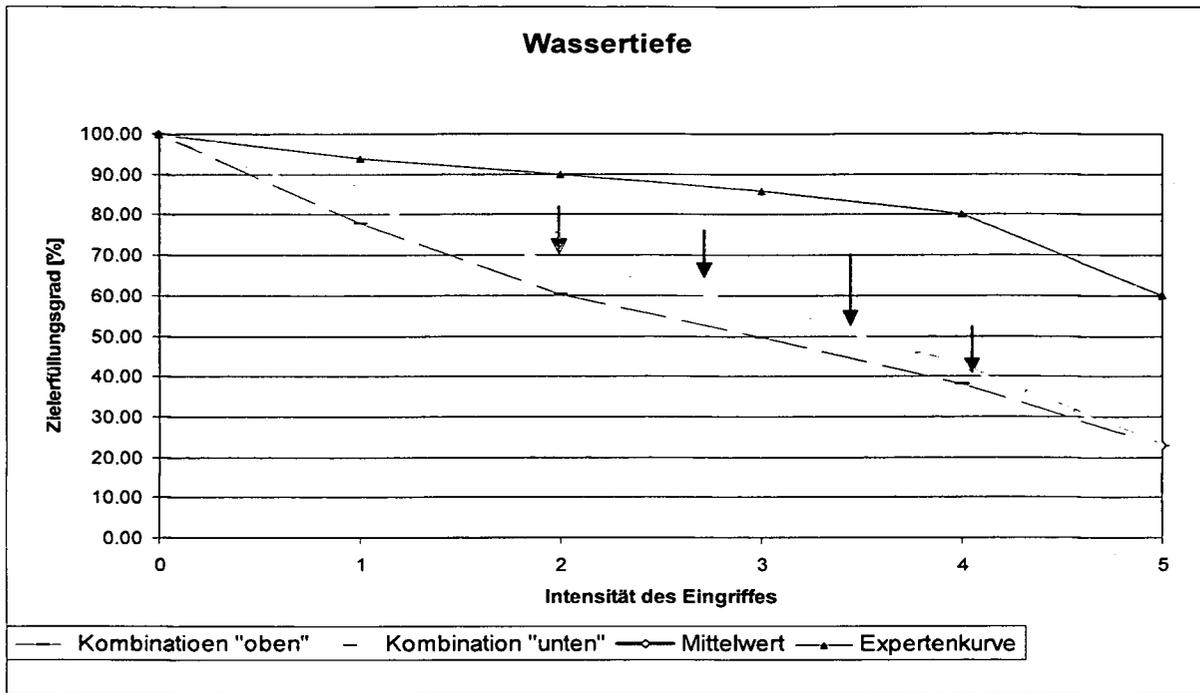


Abbildung 4-14 Kalibrierung der Transformationskurven am Beispiel der Wassertiefe

4.3.1 Bewertungskriterien

Nicht alle Bewertungskriterien von RiverSmart können mittels Abflusssimulation bearbeitet werden. Alle biotischen Parameter entziehen sich der Auswertung und so können nur Kriterien, die direkt auf abiotischen Parametern wie Geometrie, Durchfluss, Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten, etc. beruhen, zur Kalibrierung herangezogen werden.

Folgende Kriterien können aus den Simulationen ausgewertet werden:

Bewertungskriterium	Definition	Literatur Kriterium
Gewässerausdehnung		
Wassertiefe	arithmetisches Mittel der maximalen Profiltiefen der einzelnen Querschnitte eines Gewässerabschnittes, gemessen bei MQj	
Strömung	Fließgeschwindigkeiten, die sich bei Mittelwasserabflüssen in einem Abflussquerschnitt gemittelt einstellen	Einsele (1959) in DVWK Materialien 4/1993: 20/40/60/120
Gewässerbettausformung	Varianz der Breiten- und Tiefenverhältnisse, Schwankungskoeffizienten	
Uferausdehnung	Uferzone im Verhältnis zur Wasserzone, angegeben in [m ²] oder [ha]; Als Ufer wird der Bereich oberhalb des Sommermittelwassers und unterhalb des Jahreshöchstwassers (HQ1) bezeichnet	DVWK Schriften, 121 (27)
Aueausdehnung	Flächenausdehnung der Aue, angegeben in [m ²] oder [ha]; Als Aue wird der Teil der Gewässerlandschaft verstanden, der unmittelbar durch das Überflutungsgeschehen oder mittelbar über den Grundwasserhaushalt in Verbindung bzw. in vielfältigen Wechselbeziehungen mit dem Fließgewässer steht (Zone zwischen HQ1 und HQ100)	DVWK Schriften, 121 (27)

Tabelle 4-2 Behandelte Bewertungskriterien

5 Untersuchungsgebiet ¹

An erster Stelle der Arbeit steht die Wahl eines geeigneten Untersuchungsgebiets. Dieses muss folgende Anforderungen erfüllen:

- frei nutzbares Datenmaterial (aktuelle und historische Karten, Profile, Abflusskurven, Pegelstände...)
- von RiverSmart zu bewertende Eingriffstypen

In diesem Fall eignet sich der gewählte Untersuchungsabschnitt der Traun zwischen Almmündung und Welser Wehr ideal. Es kann auf einen großen Datenpool zurückgegriffen werden, der im Laufe der 1. und 2. Traunstudie (Mader et al., 1998 und Mader et al., 2002) und verschiedenen Diplomarbeiten (Jauk, 2001; Stritzl, 2001) erhoben wurde. Mithilfe dieser Daten können die beiden Geländemodelle erstellt werden, ohne dass weitere Vermessungsarbeiten notwendig wären und die Datenbeschaffung wird auf ein Minimum beschränkt.

Des Weiteren können die anthropogenen Eingriffe und deren Folgen innerhalb dieses Abschnittes gut beobachtet werden. Es handelt sich hier um die **Regulierungsmaßnahmen** in Kombination mit der **Ufersicherung**, die aus einem furkierenden Flusstyp mit unzähligen Inseln und heterogener Struktur, den heutigen Fluss mit monotoner, gestreckter Linienführung gemacht haben; den **Stau einfluss** des Welser Wehrs, samt der Eintiefungstendenz und den **Hochwasserschutzdamm**, der eine Überflutung der ehemaligen Auegebiete unterbindet.

Die untere Traun von der Einmündung der Ager bei Lambach bis zur Mündung in die Donau besitzt nur noch wenige Kilometer freie Fließstrecken. Fünf Stauhaltungen beeinflussen das Abflussgeschehen der Strecke der unteren Traun mehr oder weniger stark.

Das einzige nennenswerte, von Stauhaltungen weitgehend unbeeinflusste und von einer Aulandschaft umgebene Gewässerteilstück befindet sich flussab der Almmündung bis zum Welser Wehrs auf einer Länge von etwa 5 km (Mader et al., 2002). Dieser Abschnitt zwischen Flusskilometer 42,0 und 36,5 stellt das Untersuchungsgebiet dar.

¹ übernommen und gekürzt aus Mader et al., 2002.

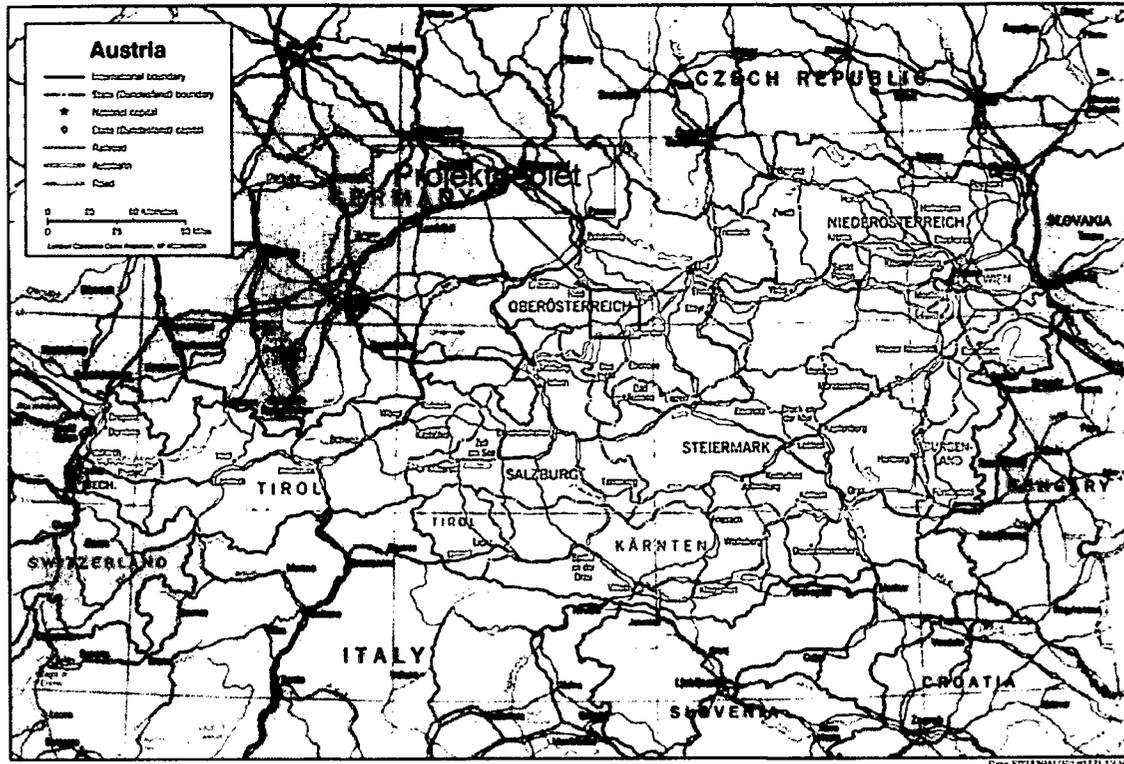


Abbildung 5-1 Übersichtskarte, Quelle: www.mygeo.info

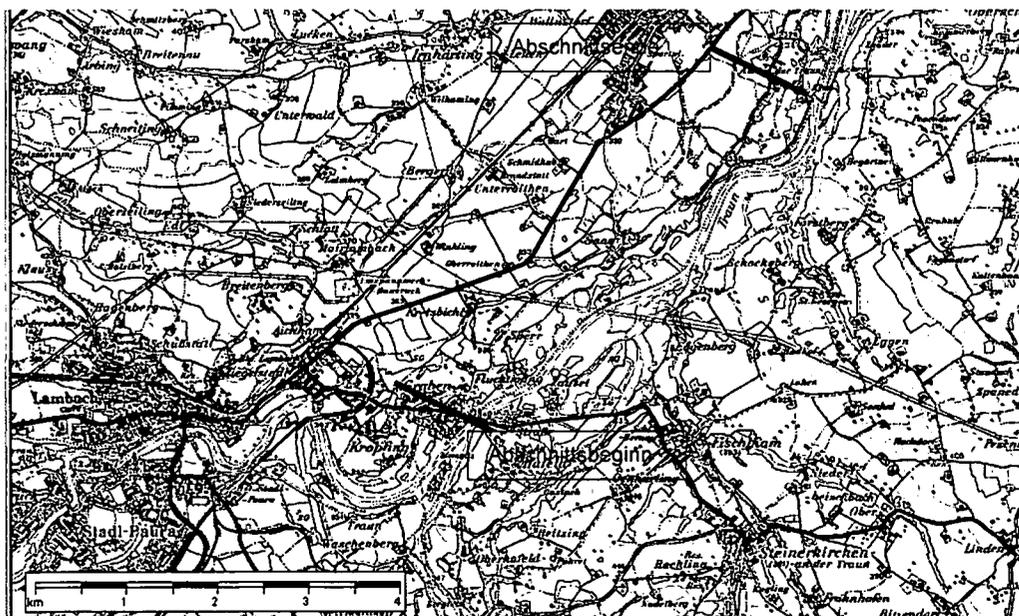


Abbildung 5-2 Projektgebiet; Ausschnitt aus ÖK50

5.1 Hydrologie

5.1.1 Einzugsgebiet

Die Traun ist ein rechtsufriger Zubringer der Donau und entspringt auf der steirischen Seite des Toten Gebirges im Salzkammergut. Die Fläche des gesamten Einzugsgebietes beträgt 4277,9 km², bei der Einmündung der Alm 3325,7 km², beim Welser Wehr ca. 3400 km². Den höchsten Punkt bildet der hohe Dachstein mit 2996 m ü. A., die Mündung in die Donau bei Linz-Ebelsberg liegt bei 250 m ü. A. Die Lauflänge beträgt 139 km.

Die Quellflüsse der Traun (Kainisch-, Grundsee- und Alt Ausser Traun) vereinigen sich im Becken von Aussee. Alle drei werden durch Abflüsse von in Sacktälern gelegenen Seen des Toten Gebirges gebildet. Ab der Koppenschlucht durchfließt die Traun das Land Oberösterreich. Der Lauf wird durch den Hallstätter See und den Traunsee, zwei ehemalige Zungenbecken des Traungletschers, unterbrochen. Die Seen fungieren als Geschiebe- und Schwebstoff-Fallen, sodass die Geschiebeführung der unteren Traun durch die einmündende Ager mit der Vöckla, und die Alm geprägt wird.

Von der Quelle bis zum Traunsee wechseln die Talformen zwischen Engtal (Kerbtal, Sohlenkerbtal) und Talebenen (Beckenweitungen). Die Traun entspricht dem pendelnden und gestreckten Typ und zeigt bereichsweise Übergänge zum gewundenen Typ. Ab Gmunden wird das Flusstal durch steile teils senkrechte Konglomerathänge gebildet. Die dadurch entstehende Talform des Sohlkerbtales reicht bis etwa Lambach und bedingt den Flusstyp der eingesenkten Mäander. Flussabwärts treten die verfestigten, diluvialen Schotter vom Fluss zurück, das Tal weitet sich zu einer weiträumigen Terrassenlandschaft auf. Der Flusstyp wechselt vom gewundenen zum furkierenden.

Die energiewirtschaftliche Nutzung der Traun beginnt, abgesehen von Kleinkraftwerken im Bereich Bad Goisern, flussab des Traunsees (Kraftwerke: Gmunden, Traunfall, Lambach, Wels-Traunleiten, Machtrenk, Pucking, Kleinmünchen). Im Einzugsgebiet der Traun befindet sich auch die als Speicherkraftwerk arbeitende Kraftwerksgruppe Gosau (Kraftwerke: Gosau,

Gosauschmiede, Steeg), die ab der Rückgabe bei Steeg die Abflussverhältnisse der Traun durch den Schwall beeinflusst. (Mader 1998, aus Muhar 1996)

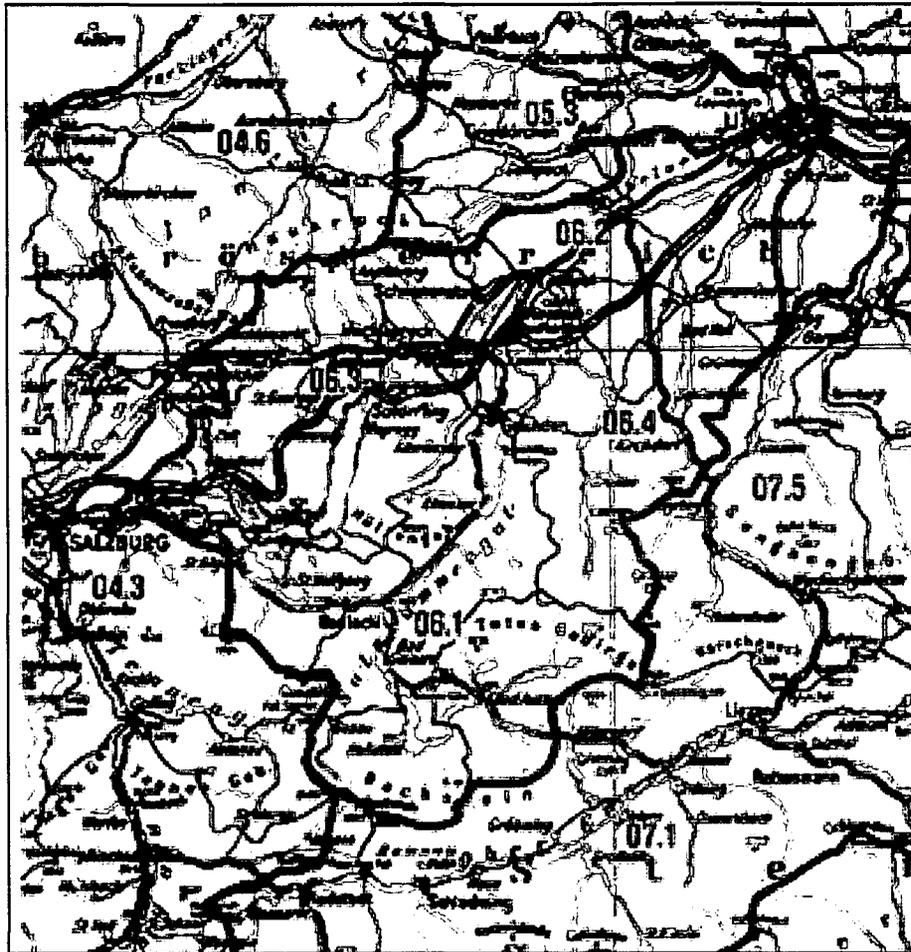


Abbildung 5-3: Einzugsgebiet der Traun; Quelle: aus MADER et al., 1998

5.1.2 Abflussverhältnisse

Die Wasserführung der oberen Traun wird durch Karstquellen wesentlich beeinflusst. Das Abflussregime ist durch die Retentionswirkung der zahlreichen Seen im Einzugsgebiet als Gemäßigt Nival zu bezeichnen. (Mader, Steidl, Wimmer 1996)

Für den betrachteten Abschnitt der Traun gelten folgende Abflussverhältnisse:

	Q [m³/s]			Ausgangswasserspiegel beim Welser Wehr
	Bereich Welser Wehr bis zur Almmündung	Bereich Almmündung bis zur Agermündung	Bereich flußaufwärts der Agermündung	
NW	50	40	20	326,5
MW	133	105	72	326,5
HW 1	500	420	320	326,5
HW10	1000	860	620	326,5
HW 100	1500	1300	950	328,25
RHHW	2300	2000	1500	329,31

Abbildung 5-4: Abflussverhältnisse der Traun im Projektgebiet; Quelle: OKA, 1989

5.2 Geologie

Die Traun ist ein ausschließlich nordalpiner Fluss. Das Quellgebiet reicht nicht in die Zentralalpen, wie dies z. B. bei der Salzach und der Enns der Fall ist. Die Böhmisches Masse wird nur nahe der Mündung kurz berührt.

Der größte Teil des Flussgebietes liegt im Bereich der nördlichen Kalkalpen, der kleinere, aber immerhin doch sehr ausgedehnte, im Alpenvorland.

Der alpine Teil wird als Salzkammergut bezeichnet. Er gliedert sich in das Gebiet der Kalkhochalpen mit den Gebirgsstöcken des Dachsteins und des Toten Gebirges und in die Kalkvoralpen mit dem Schafberg, dem Höllengebirge, dem Traunstein und der Kremsmauer als markanten Berggestalten.

Diesem ist das niedere Bergland der Flyschzone vorgelagert, das den Übergang zum Alpenvorland vermittelt. Im Alpenvorland bilden die Höhen des Hausrucks die linksufrige Wasserscheide des Einzugsgebietes, während rechtsufrig ein Einschnitt der ebenen bis flachwelligen Traun-Enns-Platte zur Traun entwässert.

Im alpinen Bereich des Flussgebietes nehmen die Ablagerungen der Triasformation die größte Fläche ein. Die Jura-Ablagerungen sind besonders in der Umgebung von Ischl stärker verbreitet, während die Bildungen der Kreidezeit bedeutend zurücktreten. Diese

bauen fast zur Gänze die Flyschzone auf. Im Alpenvorland treten neben den Ablagerungen des Tertiärs die Ablagerungen der Eiszeit stark in Erscheinung.

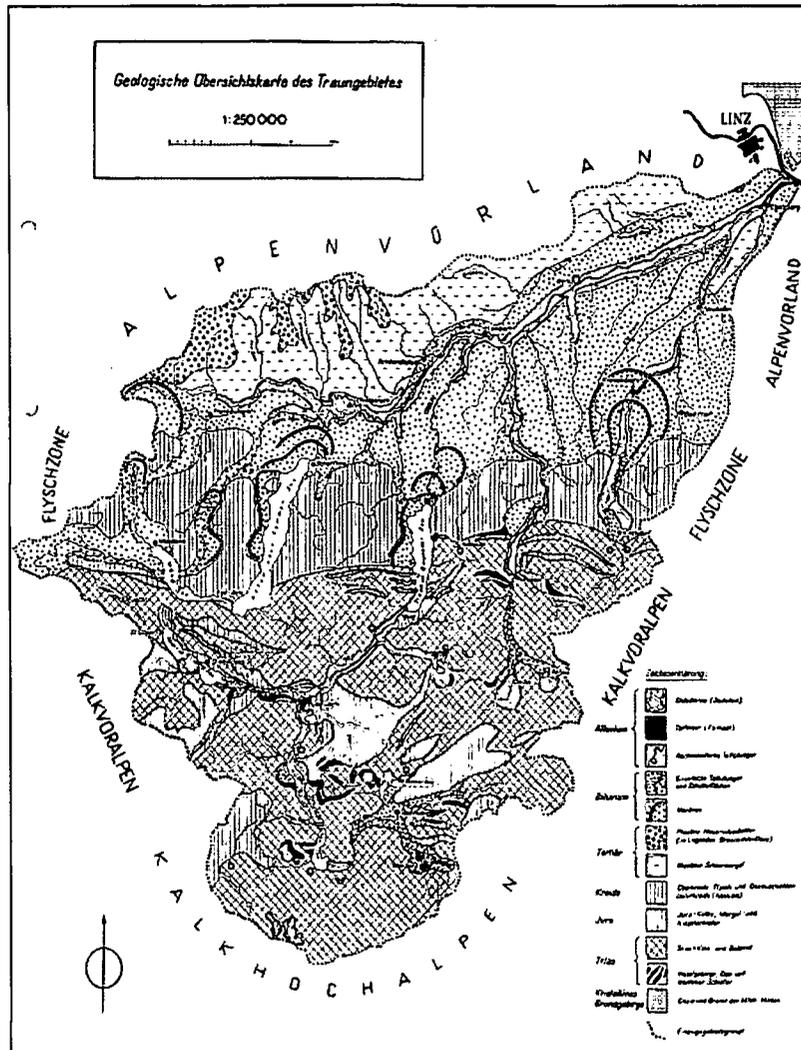


Abbildung 5-5: Geologische Verhältnisse im Einzugsgebiet der Traun; Quelle: Österreichischer Wasserkraftkataster 1949

Im Dachstein und im Toten Gebirge sind die obertriadischen Dachsteinkalke das Haupt- und Charaktergestein. Den Sockel des Dachsteinkalks bildet Ramsau- oder Wettersteindolomit, der vor allem westlich von Goisern der Landschaft ein eigenartiges Gepräge gibt. Die Jura-Ablagerungen spielen im südlichen Teil des Toten Gebirges und im Ischler und Goiserer Becken eine größere Rolle.

Die Fleckenmergel des Lias und die Radiolarite und Kieselschiefer des Dogger verwittern und zerfallen leicht und haben eine nebensächliche Rolle, im Gegensatz zu den massigen und plattigen Malmkalken des Losers, des Sandling und des Plassen.

Die Kreide-Ablagerungen (Mergel und Sandstein) sind auf schmale Streifen entlang der Hauptstörungslinie in der Neokomzone bei Ischl beschränkt. Die der Oberkreide angehörigen Gosauschichten, auch juvavische Zone bezeichnet, sind gekennzeichnet durch Auftreten von Hallstattkalken, Salzstöcken und Werfener Schiefer.

Im Gegensatz zu den Kalkhochalpen, in denen vielfach flache Lagerung der mächtigen und ausgedehnten triadischen- jurassischen Kalksteinplatten vorherrscht, zeichnet die Kalkvoralpen ein lebhafter Schuppenbau schmaler Baueinheiten aus (bajuvarische Schuppenzone). Das Charaktergestein in dieser Zone ist der mitteltriadische Wettersteinkalk.

Ausgedehnte Gebiete nimmt der Hauptdolomit ein, der mit dem Plattenkalk hier den Horizont des Dachsteinkalkes vertritt und besonders im Almtal und im Trauntal zwischen Ebensee und Ischl und zum Attersee vorherrscht.

Entlang des Alpennordrandes setzt sich die Flyschzone fort. Aufgebaut aus Mergeln, Schiefertönen und Sandsteinen, vorwiegend der Oberkreide-Formation, also aus leicht verwitterbarem Material, zeigen die Flyschberge meist mäßig steil geneigte Formen. Zwischen Alpennordrand und Südrand der Böhmisches Masse erstreckt sich das Alpenvorland dessen Untergrund tertiäre Meeresablagerungen aufbauen.

Im Traungebiet sind die miozänen Weichmergel in dünnen und dickeren Schichten wechsellagernd mit Fein- und Feinstsanden geschichtet und werden im Volksmund als Schlier bezeichnet. Entlang der Tiefenlinien und im Bereich der Traun-Enns-Platte rechts der Traun wird der Schlier-Untergrund von eiszeitlichen und nacheiszeitlichen Ablagerungen überdeckt.

Von den eiszeitlichen Moränen am Alpenrand dehnen sich Schotterfluren in mehreren Stufen bis ins Mündungsgebiet der Traun aus.

Knapp vor der Mündung (bei Wegscheid) schneidet der Fluss eine Gneisklippe der Böhmisches Masse an. (Österreichischer Wasserkraftkatalog 1949)

5.3 Ist-Zustand

5.3.1 Gewässertyp - Flussordnungszahl

Die Traun entspricht im betrachteten Abschnitt, bedingt durch die Regulierungsmaßnahmen dem gestreckten Typ.

Das Konzept der Flussordnungszahlen nach HORTON, STRAHLER (Horton, 1945; Strahler, 1957) stellt ein System zur typologischen Kennzeichnung von Fließgewässern dar, und dient der Bestimmung der relativen Lage eines Fließgewässerabschnittes im jeweiligen Fließgewässersystem.

Die Flussordnungszahl der Traun im Projektgebiet lautet 6 (Moog, Wimmer, .

5.3.2 Morphologie

Der Traunfluss bietet im Projektgebiet aus flussmorphologischer Sicht ein recht einheitliches Bild. Es zeigt sich deutlich ein Entfernungsgrad vom natürlichen Flusstyp durch:

- die monotone, gerade bis weitgestreckte Linienführung (bedingt durch die Traunregulierung),
- die gleichmäßige Strömung über die Breite (bedingt durch das Trapezprofil),
- die kaum sichtbare Uferanströmung und erkennbaren Turbulenzen (bedingt durch die gleichmäßige Strömung), mit einer Ausnahme bei einem Konglomeratrücken im unteren Projektbereich,
- die sehr einheitliche Uferböschung (bedingt durch die Regulierung),
- den Staueinfluss des Welser Wehrs am unteren Ende des Bereichs,
- die fortschreitende Eintiefungstendenz (sh. 5.3.4)

Abbildung 5-6 zeigt das Ergebnis der Vermessungsarbeiten im Rahmen der Traunstudie 2002 im betrachteten Abschnitt.



Abbildung 5-6: Bettmorphologie der Traun; Quelle: Mader et al., 2002

5.3.3 Kontinuum

Kontinuumsunterbrechungen an Gewässern und Flussregulierungen zählen zu den wesentlichsten anthropogenen Eingriffen im letzten Jahrhundert. Heutzutage steht die grundsätzliche Notwendigkeit der Errichtung von Fischaufstiegshilfen (FAH) außer Frage. Die Frage der Funktionalität dieser Anlagen bot und bietet nach wie vor umfangreichen Diskussionsstoff. Infolge der biozönotischen Zonierung unserer FG und die deutlich unterschiedlichen Schwimm- und Sprungleistungen der vorkommenden Fische sind Anpassungen der FAH an die Gewässertypen und die standortstypischen Fischarten unumgänglich.

Die Errichtung von Wehranlagen für Kraftwerke und andere Nutzungen stellt einen tiefen Eingriff in den Gewässerlebensraum dar. Flüsse werden zu beinahe stehenden Gewässern degradiert, das einstige Kontinuum des Flusslebensraums wird unterbrochen.

Nicht nur die Wehranlage selbst, sondern auch der flussaufwärts anschließende Stauraum bildet einen Fremdkörper im Ökosystem des Flusses, da sich die Strömungs-, Licht-, Sauerstoff-, Temperatur- und Nährstoffverhältnisse wesentlich von denen einer unbeeinflussten Strecke unterscheiden. Daneben sind auch die flussbegleitenden Lebensräume wie Schotterfluren, Auwaldfragmente und Ufergehölzsäume von der Barrierewirkung durch die notwendigen Abdichtungsmaßnahmen und Eindeichungen betroffen.

Um die Durchgängigkeit solcher Anlagen für aquatische Lebewesen zumindest in longitudinaler Richtung zu ermöglichen, müssen oft kostspielige Anlagen gebaut werden. Klassisches Beispiel dafür sind die Fischaufstiegshilfen, wie z.B. Umgehungsgerinne, Fischpässe oder Fischtreppe. Durch sie soll den Fischen und anderen wasserbewohnenden Lebewesen die Möglichkeit gegeben werden, auch nach Errichtung einer Staustufe ihre Wanderungen weitgehend ungehindert durchführen zu können.

Bei den bestehenden Kraftwerksanlagen der unteren Traun sind diese Begleitmaßnahmen nur in Lambach gegeben. Bei allen anderen Standorten ist eine Durchwanderung nicht möglich, das heißt, dass jede dieser Stauanlagen das Kontinuum unterbricht und die dazwischenliegenden Fließstrecken isoliert.

Am Ende des untersuchten Abschnitts befindet sich die Wehranlage für das Kraftwerk Traunleiten (Welser Wehr, Abbildung 5-7), Die wichtigsten technischen Daten (Quelle <http://www.energieag.at/lambach/>):

Traunleiten/EW Wels AG:	Ausbauwassermenge 95 m ³ /s (7,4 m ³ /s)
	Fallhöhe 13 m (2,75m)
	Jahresarbeit 66,7 GWh
	Ausbauleistung 9,4 MW
	Staulänge ca. 1,5 km

Fischaufstiegshilfe: nein



Abbildung 5-7: Wehranlage für Kraftwerk Traunleiten; Quelle: aus Mader et al., 2002

5.3.4 Feststoffhaushalt und Eintiefung

Die transportierte Feststoffmenge im Traunfluss liegt laut mündlichen Mitteilungen seitens der Kraftwerksbetreiber Energie AG und EWW bei rd. 5000 m³/a im Bereich des KW Lambach und bei rd. 10000 m³/a im Bereich des Welser Wehres. Für zukünftige Simulationsrechnungen der Veränderung der Sohllage nach Setzen entsprechender Maßnahmen sind diese jedenfalls zur Bereitstellung der Inputdaten durchzuführen.

Der Wasserspiegel der Traun ist, wie langjährige Pegelbeobachtungen zeigten, durch Tiefenerosion in den Jahren nach der Traunregulierung von 1885 bis 1930 um 418 Zentimeter abgesunken. (Heimatbuch der Marktgemeinde Gunskirchen).

Aus der Grafik der Entwicklung der Niederwasserspiegellagen im Zeitraum 1905 – 2001 ist die nach wie vor andauernde Eintiefungstendenz klar ersichtlich. Zwischen den Aufnahmen aus 1905 und der derzeitigen Situation ist ein anhaltender Trend mit Eintiefungen von bis zu 2 m gegeben. Vergleiche der letzten Jahre bzw. 2 Jahrzehnte zeigen Sohleintiefungen in der oberen Hälfte des Projektbereiches (km 42 – 39) von rd. 2 dm.

Abbildung 5-8: Niederwasserspiegelaufnahmen 1905 – 1999

Punkt-Nr	km	1905	1923	1929	1932	1948	1951	1978	1982	1986	1991	1997	1999
14	42,0	334,50	333,50	333,10	333,10	332,60	332,60	332,38	332,30	332,16	332,17	332,29	332,10
15	41,6	334,00	333,30	332,90	332,50	332,50	332,50	332,12	332,05	331,98	331,96	332,08	331,93
16	41,0	332,80	332,20	331,70	331,80	331,50	331,00	331,18	331,12	331,04	331,02	331,15	331,00
17	40,6	331,90	331,20	330,80	330,80	330,50	330,40	330,26	330,25	330,18	330,20	330,41	330,29
18	40,1	331,50	330,50	330,60	330,60	330,40	330,20	329,88	329,80	329,72	329,69	329,91	329,74
19	39,6	330,60	329,80	329,40	329,30	329,40	329,40	329,19	329,12	329,05	329,04	329,22	329,06
20	39,1	329,80	329,30	328,60	329,00	328,60	328,60	328,37	328,43	328,36	328,35	328,50	328,35
21	38,6	328,80	328,00	327,90	327,70	327,60	327,40	327,40	327,38	327,30	327,45	327,51	327,37
22	38,0	327,80	327,20	326,00	326,30	326,00	326,70	326,54	326,54	326,49	326,62	326,58	326,53
23	37,6	326,70	326,30	325,70	325,80	325,70	326,10	326,44	326,51	326,85	326,60	326,48	326,50
24	37,1	325,80	325,50	325,50	325,40	325,40	326,10	326,41	326,49	326,41	326,56	326,52	326,44
25	36,6	325,00	325,40	325,40				326,41	326,50	326,45	326,60	326,45	326,49
25A	36,5							326,39	326,40	326,41	326,55	326,37	326,43
25B	36,4							316,44	315,83	315,71	316,01	315,32	315,48

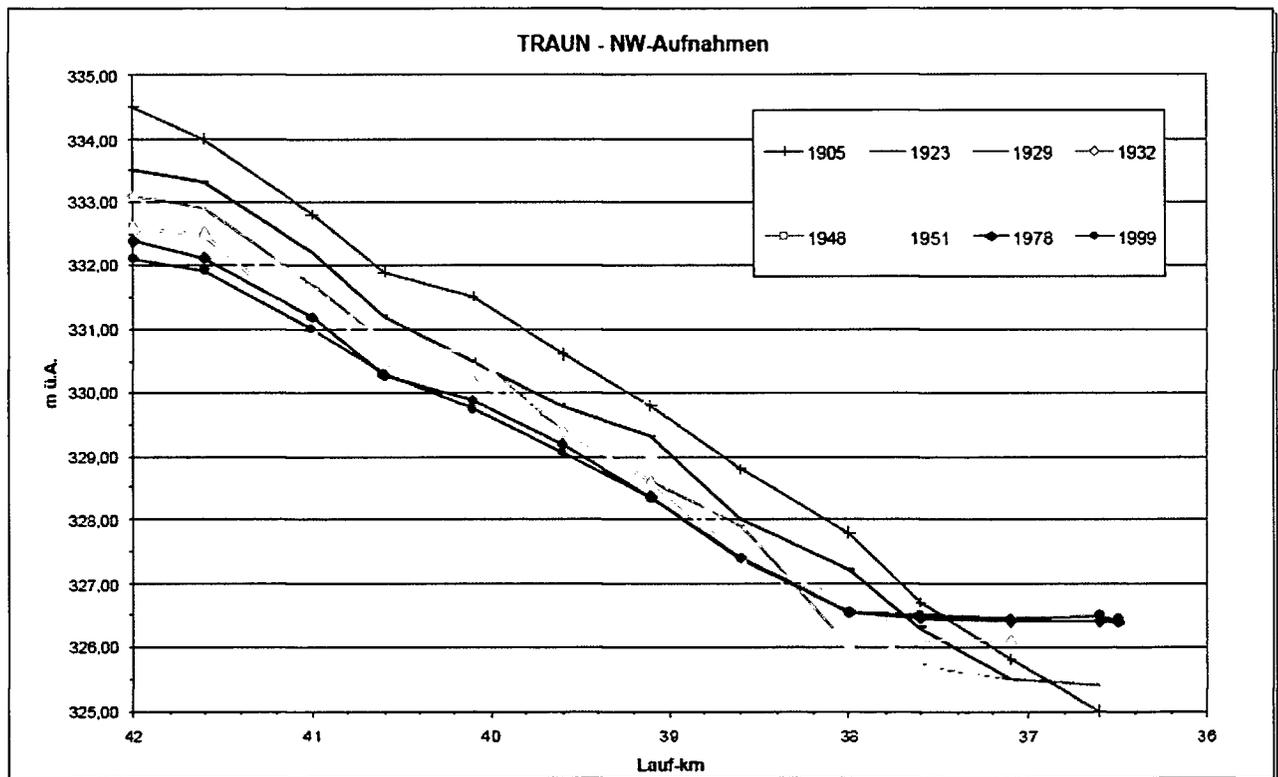


Abbildung 5-9: Tendenz der Sohleintiefung abgeleitet aus Niederwasserspiegelaufnahmen 1905 – 1999 (Quelle: OKA, Traunbauleitung)

5.4 Historische Laufsituationen – Qualitative Analysen

Zur Ableitung eines visionären Leitbildes der Traun bilden historische Belege in Form alter Kartenblätter eine gute Datenbasis. Anhand dieser kann je nach Aufnahmezeitpunkt, Zweck der Darstellung usw. mehr oder weniger detaillierte Information über den ehemaligen Flusstyp in seinen charakteristischen Ausprägungen gefunden werden.

In den folgenden Kapiteln sind die historischen Laufsituationen der Traun in chronologischer Abfolge dargestellt.

5.4.1 17. Jahrhundert

Dieser Verlauf wurde einer Übersichtskarte aus dem Wiener Hofkammerarchiv entnommen. Sie zeigt den Abschnitt der Traun von Lambach bis zur Mündung in die Donau auf einer Größe von 22 x 115 cm. Zu beachten ist die südwärts orientierte Aufnahme-richtung, entgegen der später üblichen Ausnordung und die sich dadurch ergebende Fließrichtung von rechts nach links. Der genaue Aufnahmezeitpunkt konnte nicht eruiert werden. Laut eines Hinweises im Archiv stammt sie aber aus dem 17. Jahrhundert.

Angesichts des relativ hohen Alters dieser Karte und des fehlenden Maßstabes muss daher ihre Genauigkeit hinterfragt werden, denn die technischen Hilfsmittel dieser Zeit ließen sicherlich keine exakte Aufnahme zu.

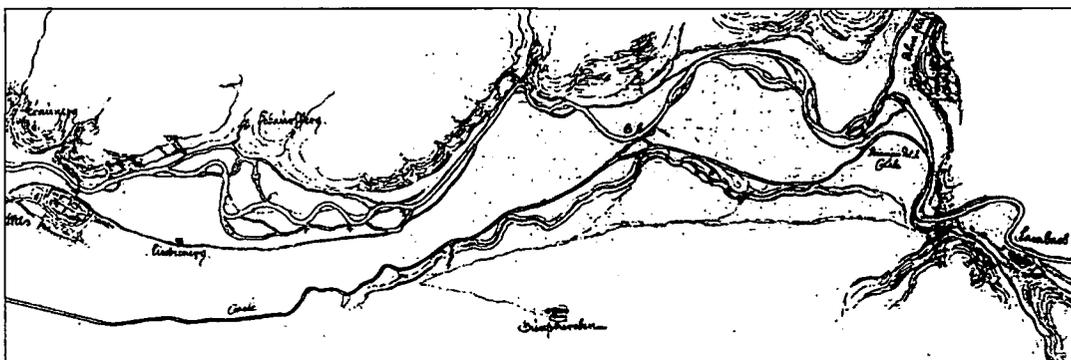


Abbildung 5-10: Karte der Traun, 17. Jahrhundert; Hofkammerarchiv Wien



Abbildung 5-11: Karte der Traun, 17. Jahrhundert; Archiv des Stifts Lambach

Durch die Überlagerung mit einem aktuellen Orthofoto und die Begehung des Geländes konnte der Verlauf der Traun im 17. Jahrhundert sehr gut rekonstruiert werden.

Gegenüber späteren Darstellungen aus dem 19. Jahrhundert fällt auf, dass die Traun rechts an Zauset vorbeifließt. Der nachfolgende langgestreckte Linksbogen besteht noch heute als Stegmühlbach. Markant ist außerdem, dass die Fischlhamer Au vollständig durchflossen war. Aufgrund dieser Linienführung ergibt sich eine um ca. 1 km längere Fließstrecke gegenüber dem heutigen Zustand. Durch das damit verbundene geringere Gefälle kann auch angenommen werden, dass der Flusstyp damals eher ein gewundener bis mäandrierender war.

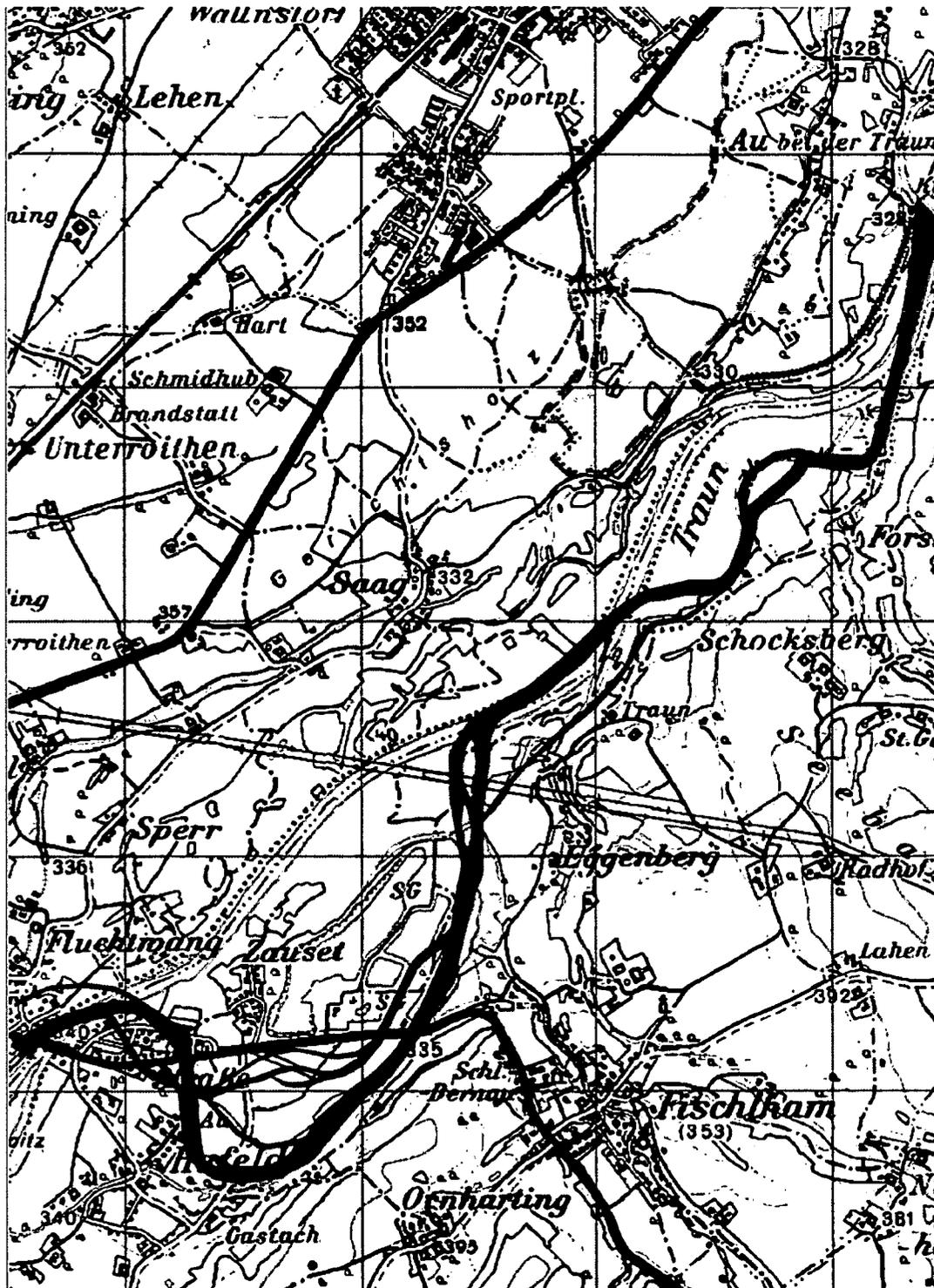


Abbildung 5-12: Verlauf der Traun im 17. Jahrhundert, überlagert mit der ÖK50 (Mader et al., 2002)

Die grundsätzliche Linienführung entspricht jener des 17. Jahrhunderts. Nebengerinne wie jenes links von Zauset oder der Saager Mühlbach sind erkennbar. Dass sie zumindest teilweise auch schon zur Zeit der Aufnahme der vorher beschriebenen Karte bestanden, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden. Diese Annahme wird aber durch die Flusskarte des Stiftes Lambach gerechtfertigt. Im Bereich der Fischlhamer Au liegt der Hauptstrom in etwa im heutigen Flussbett.

Die Lauflänge aber auch die Breitenverhältnisse sind denen des 17. Jahrhunderts sehr ähnlich, ebenso der Flusstyp. Leider ist die Darstellung sehr stark generalisiert, weshalb die Breiten nicht ganz exakt rekonstruierbar sind. Die grundsätzliche Linienführung ist aber auch hier sehr gut erkennbar.

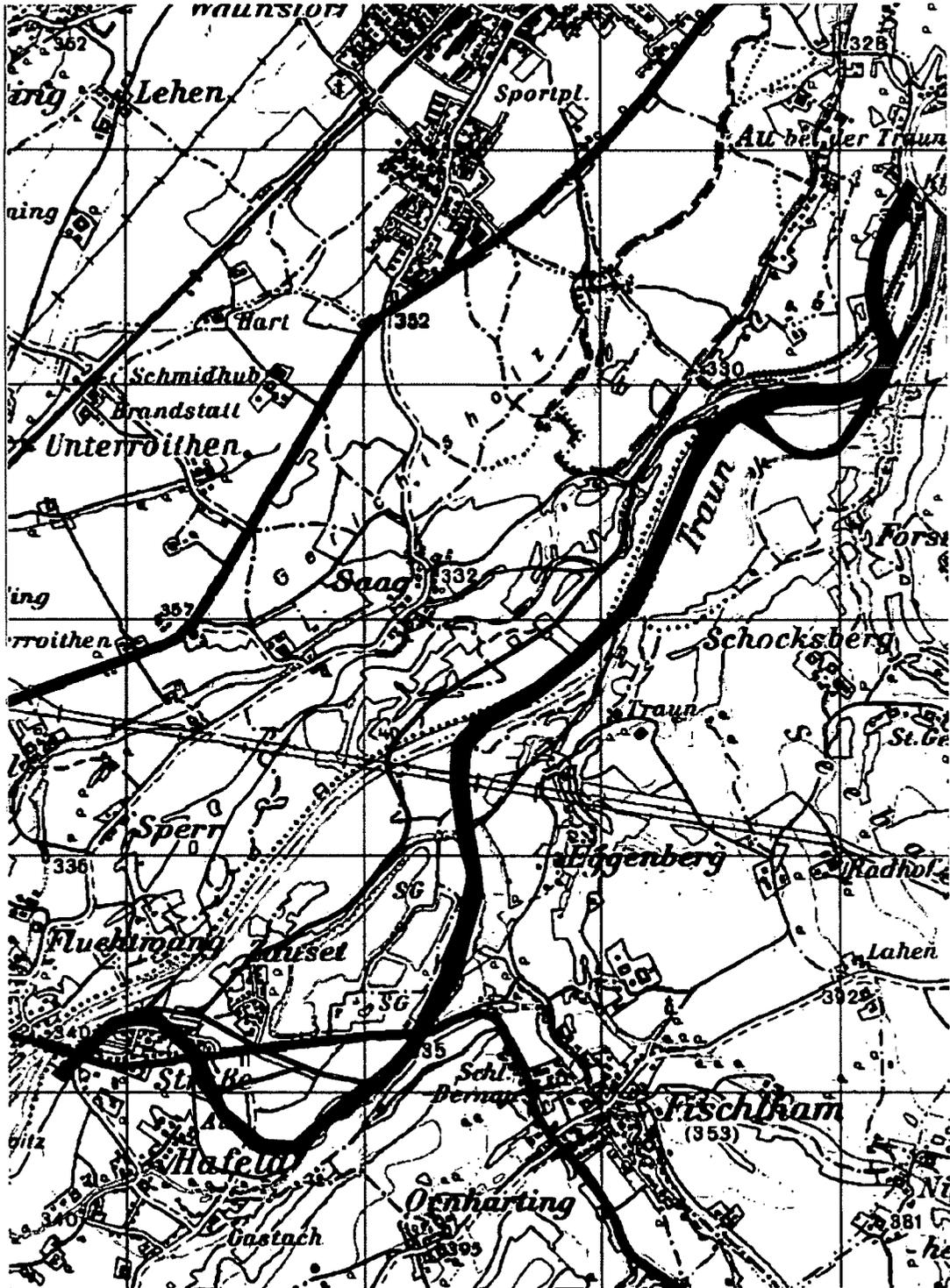


Abbildung 5-14: Verlauf der Traun in der Josephinischen Landesaufnahme, überlagert mit der ÖK50

5.4.3 Franziszeische Landesaufnahme

Sie wird auch die zweite Landesaufnahme genannt und wurde in den Jahren 1805 – 1869 durchgeführt, allerdings niemals fertiggestellt. Namensgebend war Kaiser Franz I, in dessen Regentschaft ihr Beginn fällt. Sie ist gekennzeichnet durch eine kleinmaßstäbliche und damit stark generalisierte Darstellung, Flusstyp, Nebengerinne und Schotterbänke sind daher nicht so gut ersichtlich.



Abbildung 5-15: Franziszeische Landesaufnahme, Kriegsarchiv Wien

Auffallendste Veränderung seit der Josephinischen Landesaufnahme ist sicherlich der Durchbruch der Traun bei Zauset, verursacht durch das Hochwasser des Jahres 1797. Mit diesem Elementarereignis wurde der Lauf im betrachteten Abschnitt um fast einen Kilometer verkürzt, das Gefälle dadurch stark erhöht.

Als eine Folge davon lässt sich der Wechsel der Traun vom gewundenen zum Furkationstyp erkennen.

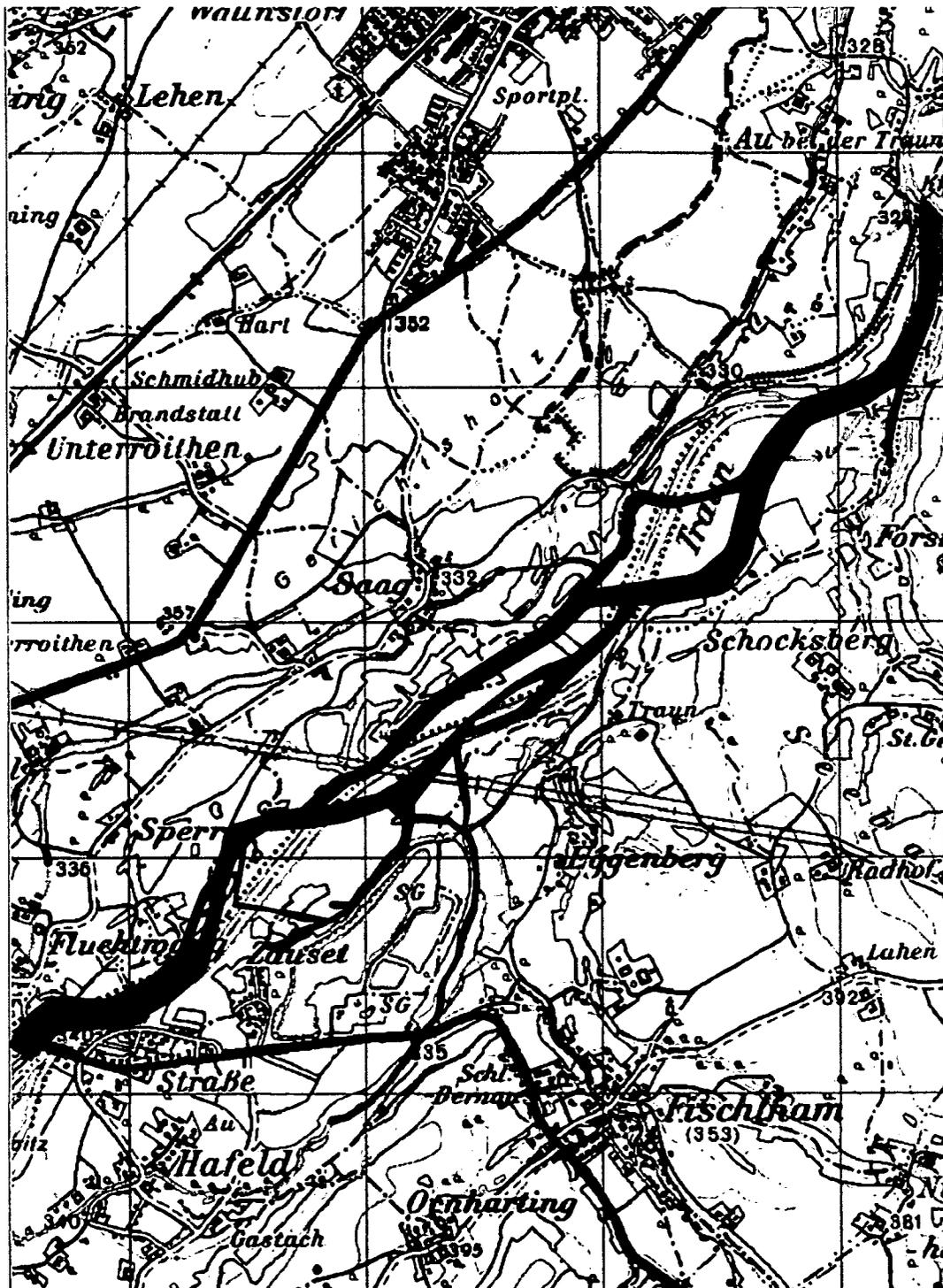


Abbildung 5-16: Verlauf der Traun in der Franziszeischen Landesaufnahme, überlagert mit der ÖK50; Quelle: Traunstudie 2002

5.4.4 Francisco-Josephinische Landesaufnahme

Benannt nach Kaiser Franz Joseph I, stellt sie die insgesamt dritte Landesaufnahme dar. Die Durchführung erfolgte in den Jahren 1869 – 1887. Durch die Umstellung auf das metrische System 1875 wurde auch der Maßstab von 1:28800 auf 1:25000 geändert.



Abbildung 5-17: Francisco-Josephinische Landesaufnahme

Die Darstellung in dieser Karte ist die detaillierteste von den bisher betrachteten. Sie liefert daher sicherlich die genauesten Werte für die flussmorphologischen Parameter.

Sehr gut erkennbar sind die vielen Verzweigungen und Nebengerinne über den gesamten heutigen Auebereich, der praktisch zur Gänze in das Fluss-System integriert war. Auch die Altarmsysteme aus den vorigen Verläufen sind dotiert.

Das heute noch erkennbare Grabensystem stammt im wesentlichen aus dieser Zeit.

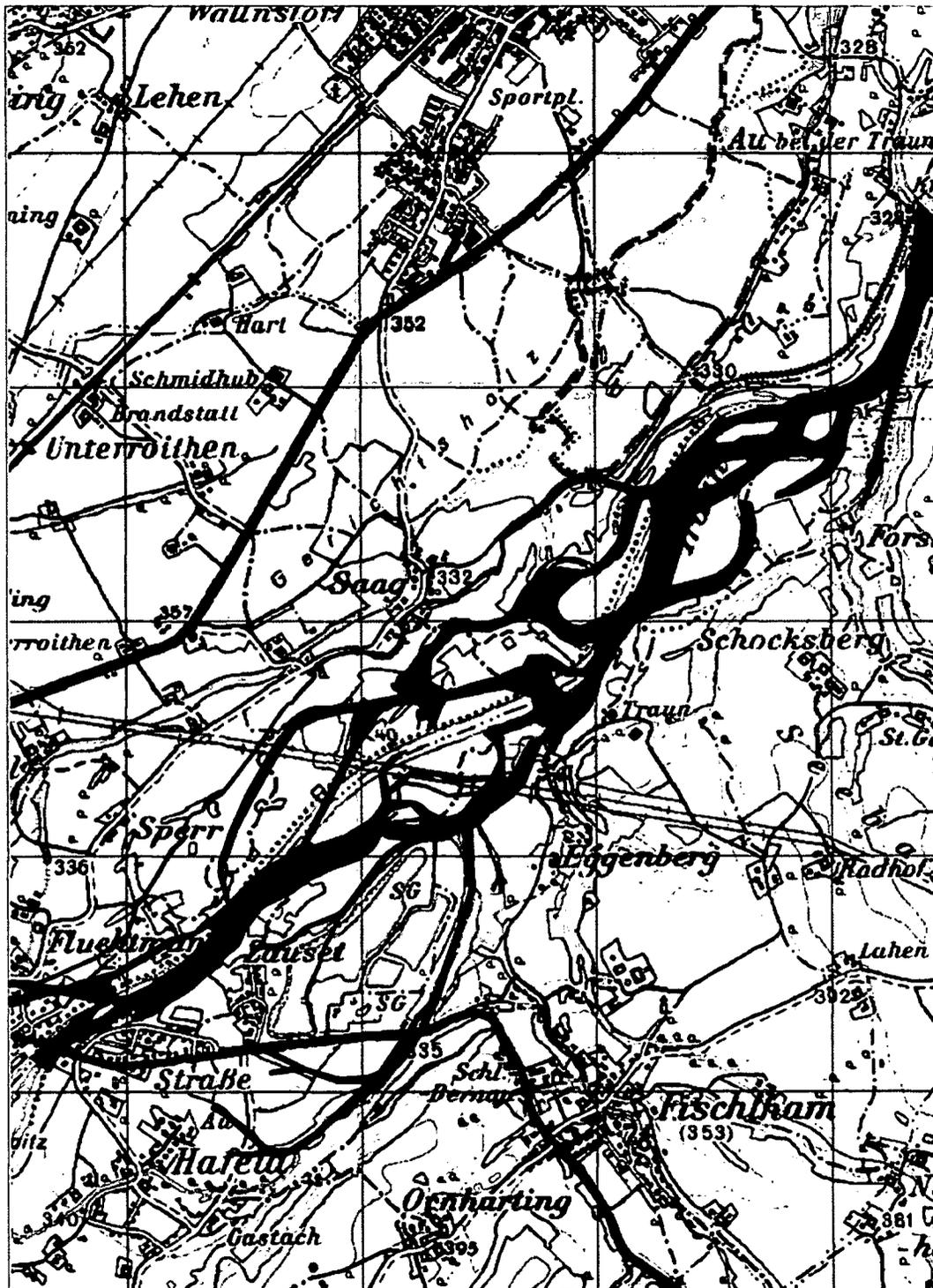


Abbildung 5-18: Verlauf der Traun in der Francisco-Josephinischen Landesaufnahme, überlagert mit der ÖK50; Quelle: Traunstudie 2002

5.4.5 Vor der Traunregulierung

Eine besonders interessante Karte wurde von der Abteilung Wasserbau in der Landesbaudirektion des Landes Oberösterreich zur Verfügung gestellt. Es handelt sich dabei um eine Flusskarte, in der die Regulierungsarbeiten ab 1885 eingetragen wurden. Sie bietet daher einen direkten Vergleich zwischen dem Zustand unmittelbar vor, während und nach der Traunregulierung. In den folgenden Grafiken ist nur der Verlauf unmittelbar davor dargestellt. Seit der Regulierung hat sich an der Linienführung nichts Wesentliches mehr verändert.



Abbildung 5-19: Regulierungskarte der Traun; Wasserbauabteilung des Landes OÖ

Bereits vor der eigentlichen Korrektur der Traun wurde immer wieder versucht, den Fluss mit verschiedenen Leitwerken zu kontrollieren. Eine solche Einschränkung der Entwicklungsmöglichkeit zeigt sich daher bereits in dieser Karte.

Ein weitgehend intaktes, furkierendes System ist nur mehr im Bereich von Saag zu erkennen, aber auch die Fischlhamer Au ist noch durchflossen, wenn auch nicht durch den Hauptstrom. Zahlreiche Inseln sind ebenfalls noch vorhanden.

Diese Karte wird zusammen mit Querprofilen als Referenzzustand für die Analysen des Leitbildes verwendet.

6 Auswertung und Ergebnisse

6.1 Überlegungen zur Erstellung des historischen Geländemodells

Für die Erstellung des Geländemodells des historischen Zustandes wurden Lagepläne und Profilkarten herangezogen (siehe Abbildungen 4-1 und 4-2), die bei der damaligen Planung der Traunregulierung erstellt worden sind. Diese dienen zur Beschreibung eines Leitbildzustandes (vgl. Kapitel 3.3), wie er vor der 1885 begonnenen Flussregulierung geherrscht hat.

Am hilfreichsten erwies sich die Flusskarte (Abbildung 6-1), in der die Regulierungsarbeiten ab 1885 eingetragen wurden. Daraus ist der Zustand der Traun vor, während und nach den massiven Regulierungsmaßnahmen ersichtlich. An der Linienführung hat sich in den letzten 150 Jahren nichts Wesentliches geändert. Von Interesse für die nachfolgenden Arbeitsschritte ist ausschließlich der Lauf der Traun vor der Regulierung. Diese Karte dient zusammen mit den dazugehörigen Profilkarten (siehe Abbildung 4-2) als 2-dimensionales Ausgangswerk für die Erstellung des „historischen Geländemodells“.



Abbildung 6-1 Regulierungskarte der Traun; Wasserbauabteilung des Landes OÖ

Nachdem diese Kartenwerke gescannt und maßstabsgetreu (Abbildung 6-2) entzerrt wurden, besteht der nächste Arbeitsschritt darin, diese 2-dimensionalen Abbildungen miteinander zu verknüpfen und daraus eine gemeinsame 3-dimensionale Abbildung zu schaffen.

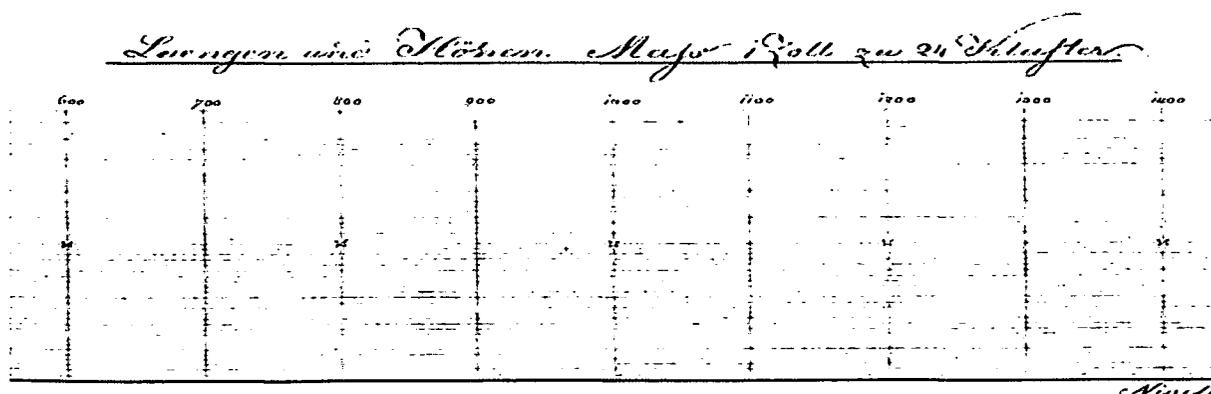


Abbildung 6-1 Maßstab der Traunkarte 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv

Dies geschieht, wie schon in Kapitel 4.1.2 beschrieben, in Auto CAD2002 durch „Nachzeichnen“ der relevanten Bruchkanten, systematische Interpolation und Hinzufügen der aus den Profilvermessungen bekannten Höhenwerten.

Im Umlandbereich ergibt sich, durch mangelnde Kenntnis der z-Koordinaten abseits der historischen Profile, die Notwendigkeit, die Informationen aus aktuellen Plänen hinzuzunehmen. Dies geschieht unter der Annahme, dass sich die Ausprägung der geomorphologischen Verhältnisse im Lauf der letzten 200 Jahre nicht verändert hat (von leichter Verlandung und Oberflächenerosion abgesehen). Diese Annahme wird durch das heute noch erkennbar Grabensystem welches durch die vielen Verzweigungen und Nebengerinne der historischen Traun entstanden ist, bestätigt. So wurden die Lage und die Form der heute noch vorhandenen Gräben den aktuellen Vermessungsdaten entnommen. Die dazugehörigen Tiefenwerte stammen aus den historischen Profilkarten der Traun.

Weiter ist aus den historischen Profilkarten (Abbildung 6-3) zu erkennen, dass die damaligen Nebenarme der Traun nahezu dieselbe Sohlentiefe aufwiesen wie ihr Hauptarm. Dieser Sachverhalt erleichtert die Erstellung von Profilen für den Haupt-, als auch für die Nebenarme, da die Gerinne in einem Profil, unabhängig von ihrer Breite und Lage, ca. dieselbe Tiefe besitzen.

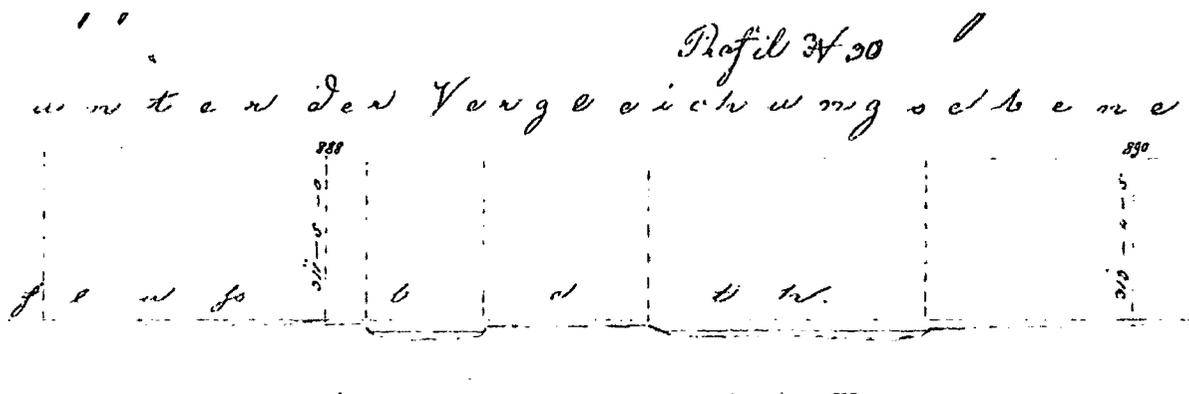


Abbildung 6-3 Ausschnitt eines Querprofils des Traunflusses von 1884, Quelle: OÖ Landesarchiv

Nachdem in den Profile in Querrichtung und zwischen den Profile in Längsrichtung die Punktmenge durch Interpolation mit Hilfe der Teilung von 3D-Polylinien verdichtet wurde, muss man schließlich noch die Punkte des historischen Flusslaufs mit denen des Umlandes verbinden und diese wieder verdichten.

Während der Erstellung des Geländemodells ist ständig darauf zu achten, dass das für den Fluss bekannte Fließgefälle eingehalten wird. Dieses ist aus dem historischen Kartenwerk (siehe Abbildung 4-11) ersichtlich.

Dasselbe gilt auch für den möglichen Durchfluss, der über die Querschnitte im bearbeiteten Abschnitt möglichst konstant bleiben muss. Dabei wird angenommen, dass die historische Abflussmenge (bei Mittelwasser) in etwa der aktuellen Abflussmenge (bei Mittelwasser) entspricht. Praktisch erfolgt diese Überprüfung über Summierung der Flussquerschnittsflächen innerhalb eines Profils.

Als Zwischenschritt zum praktikablen digitalen Geländemodell erhält man die vollständige „Punktwolke“ des historischen Geländeverlaufs. In Summe ergeben sich in etwa 46000 Geländepunkte (Abbildung 6-4).



Abbildung 6-4 Ergebnis der Digitalisierung in AutoCAD2002

6.1.1 Das digitale Geländemodell von vor 1885

Die Punktemenge der AutoCAD-Zeichnung wird markiert, ausgelesen, als Textfile gespeichert und bearbeitet. Mithilfe der Software Esri ARCMAP[®] und dem Interpolationsverfahren nach Kriging (siehe Kapitel 4.1.3) kann nun ein dreidimensionales Geländemodell berechnet werden (Abbildung 6-5).

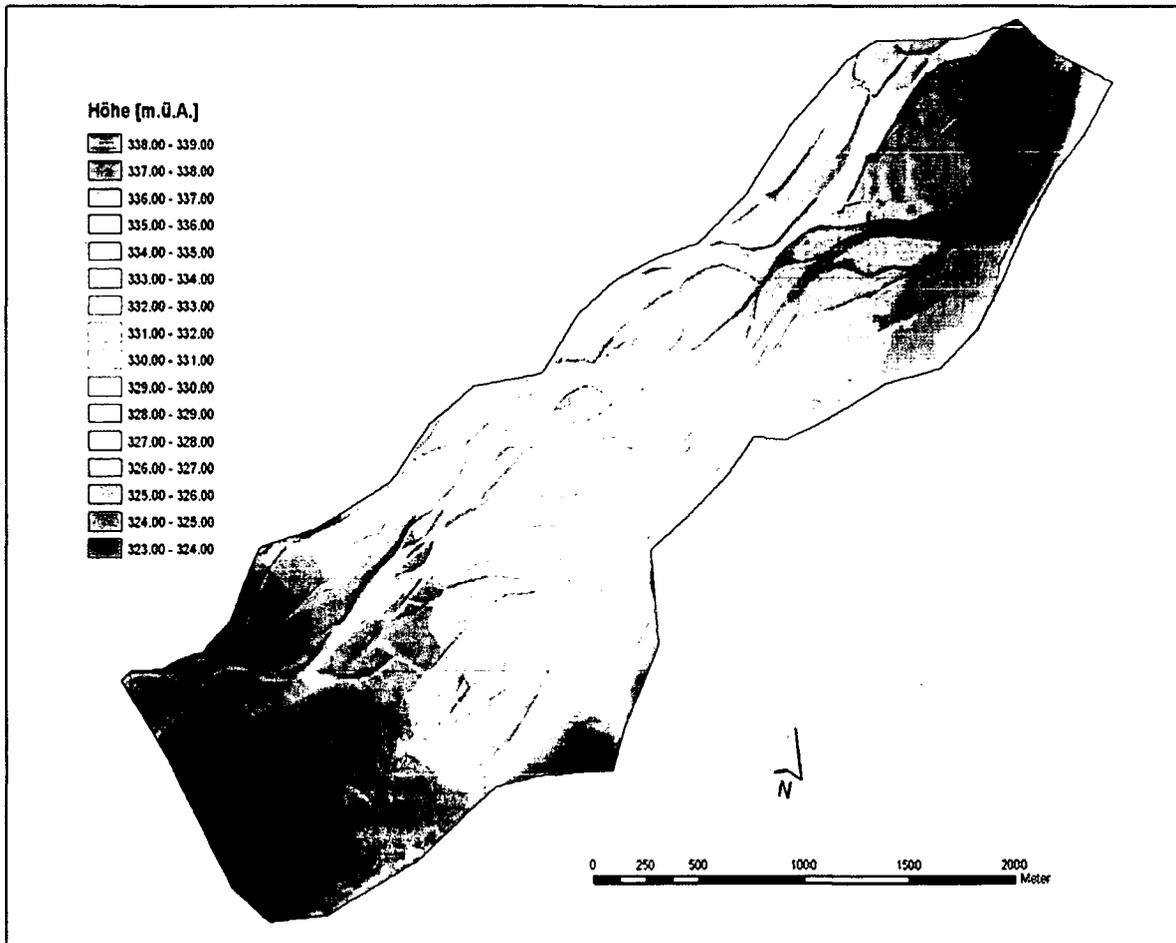


Abbildung 6-5 Geländemodell des historischen Zustandes

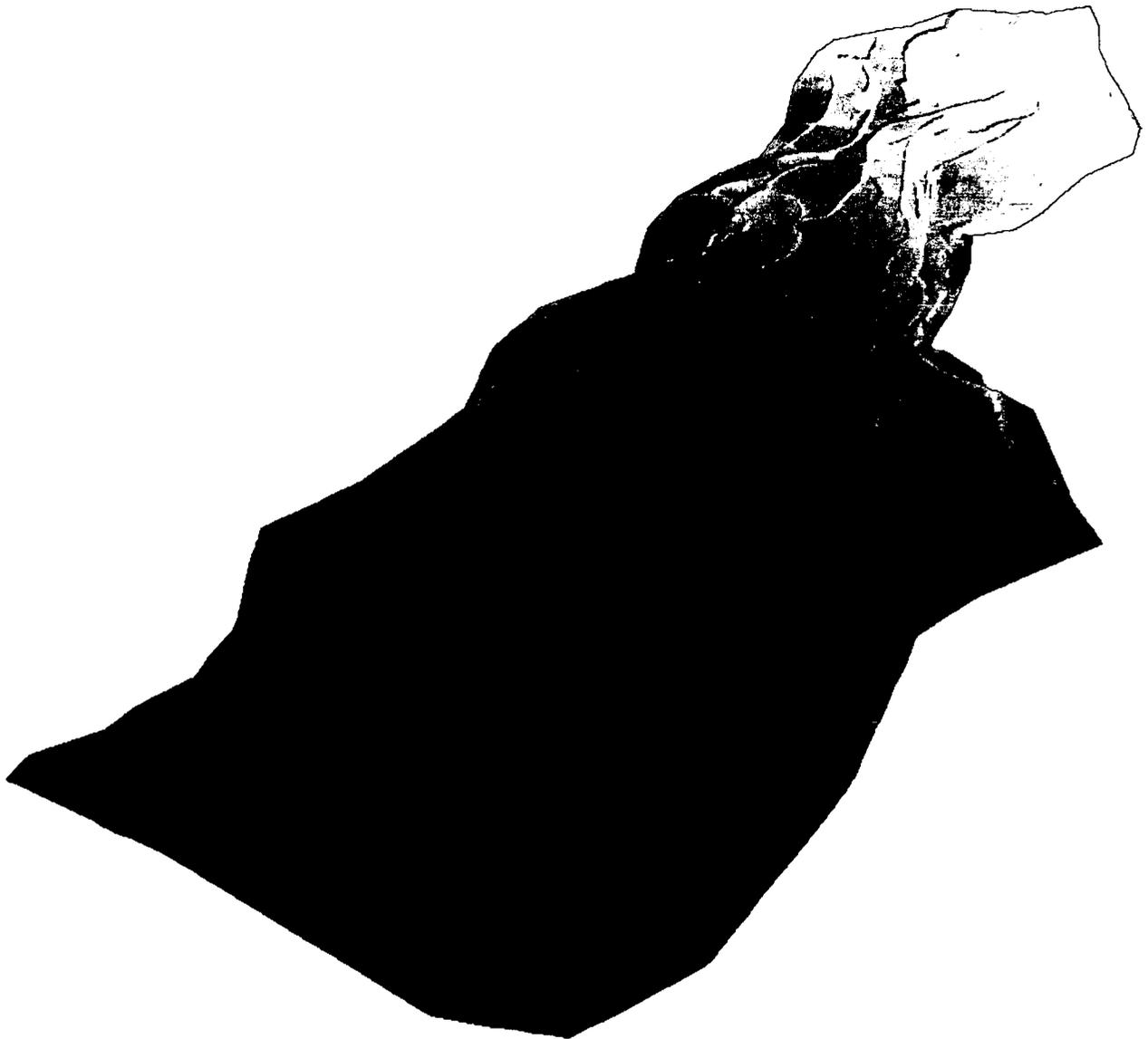


Abbildung 6-6 Perspektivische Ansicht des Geländemodells

6.2 Simulationen mit MIKE 21C[®]

Die Abflussmodellierung wird aufgrund der Voranalyse nur mit dem Modell MIKE 21C durchgeführt (vgl. Kapitel 4.2.).

6.2.1 Kalibrierung

Aufgrund des zur Verfügung stehenden Datenmaterials ist eine genaue Eichung der historischen Situation nicht möglich (vgl. Kapitel 4.2.3). Es ergibt sich aber die Möglichkeit einer „groben“ Kalibrierung über die aus den historischen Kartenwerken bekannten Landnutzungen im untersuchten Abschnitt und den daraus resultierenden Rauigkeitswerten. Diese werden nach Tabelle 6-1 vergeben. Dadurch ergibt sich für das historische Modell eine Rauigkeitenverteilung für das gesamte Untersuchungsgebiet (Abbildung 6-7).

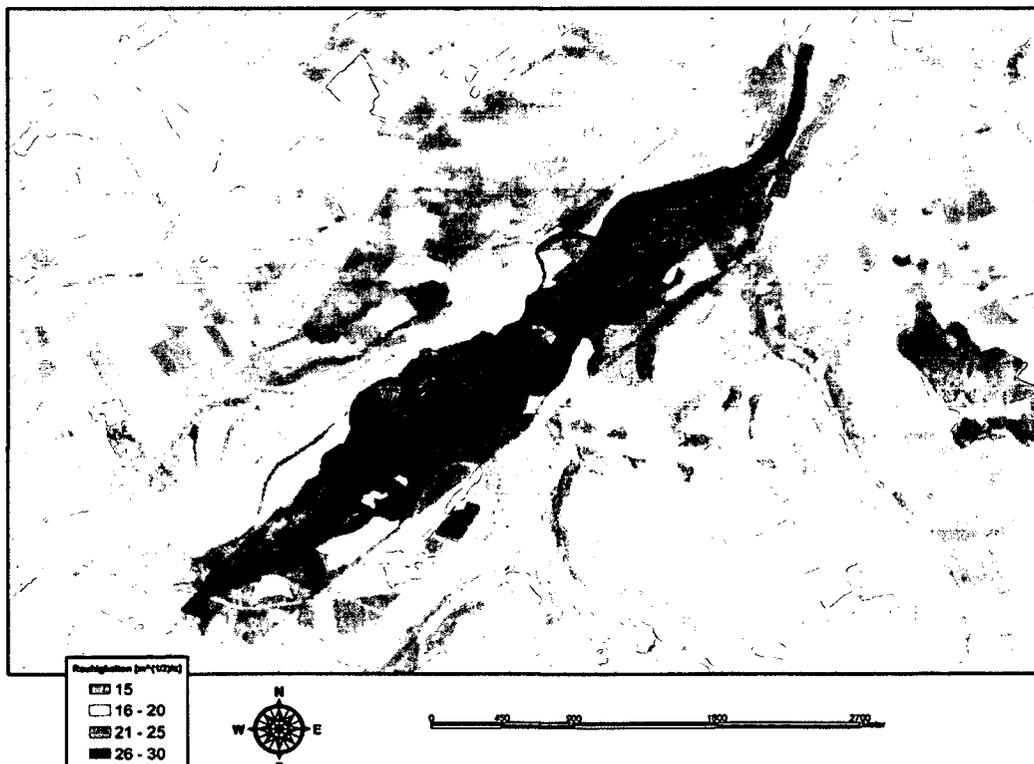


Abbildung 6-7 Rauigkeitenverteilung im historischen Modell – Überlagerung mit aktuellem Orthophoto

Querschnittsbereich / Beschreibung	Min.	Norm	Max.
1. Hauptabflußquerschnitt			
a. gerade, gering strukturiert, keine Kolke	30	33	40
b. wie a., jedoch höherer Grabsteinanteil und / oder Verkräutung	25	29	33
c. gewunden, gering strukturiert, einige Kolke und Furte	22	25	30
d. wie c., jedoch höherer Grabsteinanteil und / oder Verkräutung	20	22	29
e. wie d., geringere Wassertiefen, mehr unwirksame Abflußbereiche	18	21	25
Querschnittsbereich / Beschreibung	Min.	Norm	Max.
f. wie d., jedoch sehr hoher Grabsteinanteil	17	20	22
g. sehr langsam fließende Bereiche, verkräutet, tiefe Kolke	13	14	20
h. sehr starke Verkräutung, Kolke, Flutmulden mit dichtem Bewuchs	7	10	14
2. Vorländer			
a. Wiese			
a1. kurzes Gras	25	30	35
a2. hohes Gras	12	20	33
b. landwirtschaftlich genutzte Flächen			
b1. keine Fekotrucht	20	33	50
b2. reifes Getreide (Rechensaat)	15	20	40
b3. reifes Getreide (flächig)	12	18	33
b4. Mais	4	6	8
c. Gebüsch			
c1. vereinzelt, starke Krautschicht	14	20	29
c2. Gebüsch geringer Dichte, im Winter	10	15	25
c3. Gebüsch geringer Dichte, im Sommer	8	12	20
c4. Gebüsch mittlerer bis hoher Dichte, im Winter	6	10	22
c5. Gebüsch mittlerer bis hoher Dichte, im Sommer	4	8	14
d. Bäume			
d1. Kahlschlag	20	25	33
d2. Kahlschlag mit starkem Wurzelaustrieb	13	17	20
d3. dichter Wald, wenig umgestürzte Bäume	8	10	13
d4. wie 3., jedoch Abfluß bis in Asthöhe	5	8	10
d5. dichte Weiden, Sommer, gerade	5	7	9
3. Gebirgsflüsse, kein Bewuchs im Abflußquerschnitt, steile Böschungen, mit Uferbewuchs			
a. Sohle: Kies, Steine, einige Blöcke	20	25	33
b. Sohle: Steine mit großen Blöcken	14	20	25

Tabelle 6-1 Zusammenstellung von Rauheitsbeiwerten k_{st} nach Strickler für verschiedene Gerinnebeschaffenheiten (Habersack, 1995)

6.3 Ergebnisse der Abflusssimulation

Die Ergebnisse sind für das Untersuchungsgebiet zwischen Almmündung und heutigem Welser Wehr (jeweils orange gekennzeichnet) dargestellt.

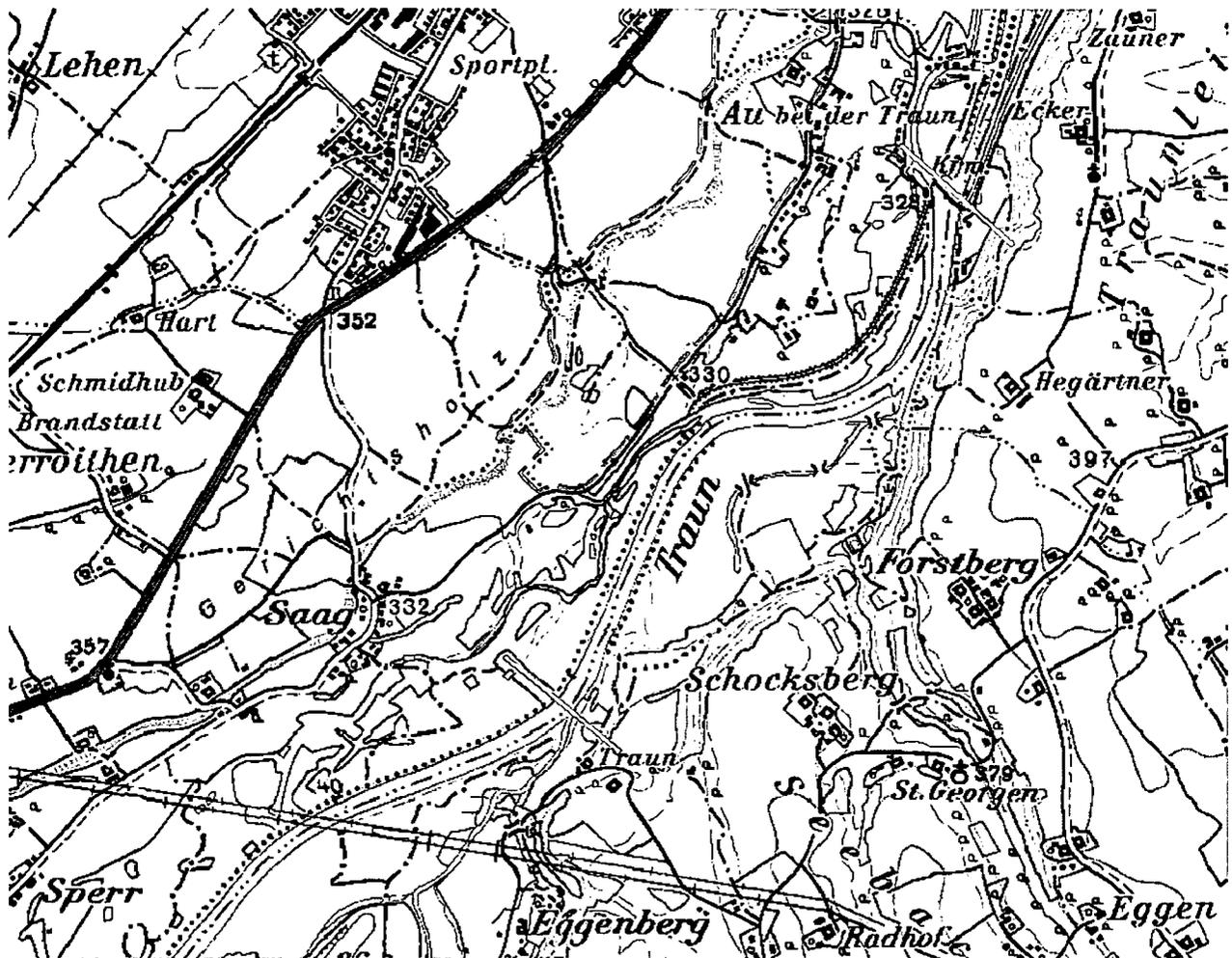


Abbildung 6-8 Untersuchungsgebiet Ausschnitt ÖK50

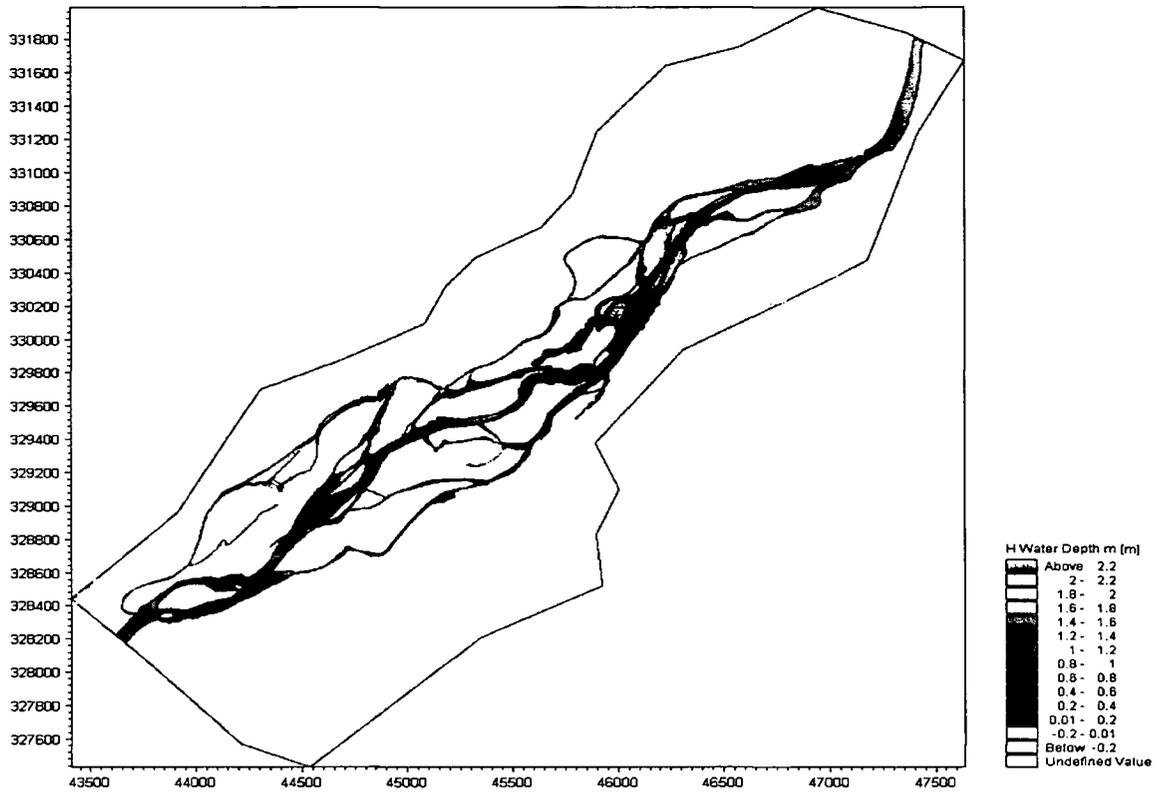


Abbildung 6-9 Wassertiefe bei Niederwasser ($Q = 40,7 \text{ m}^3/\text{s}$)

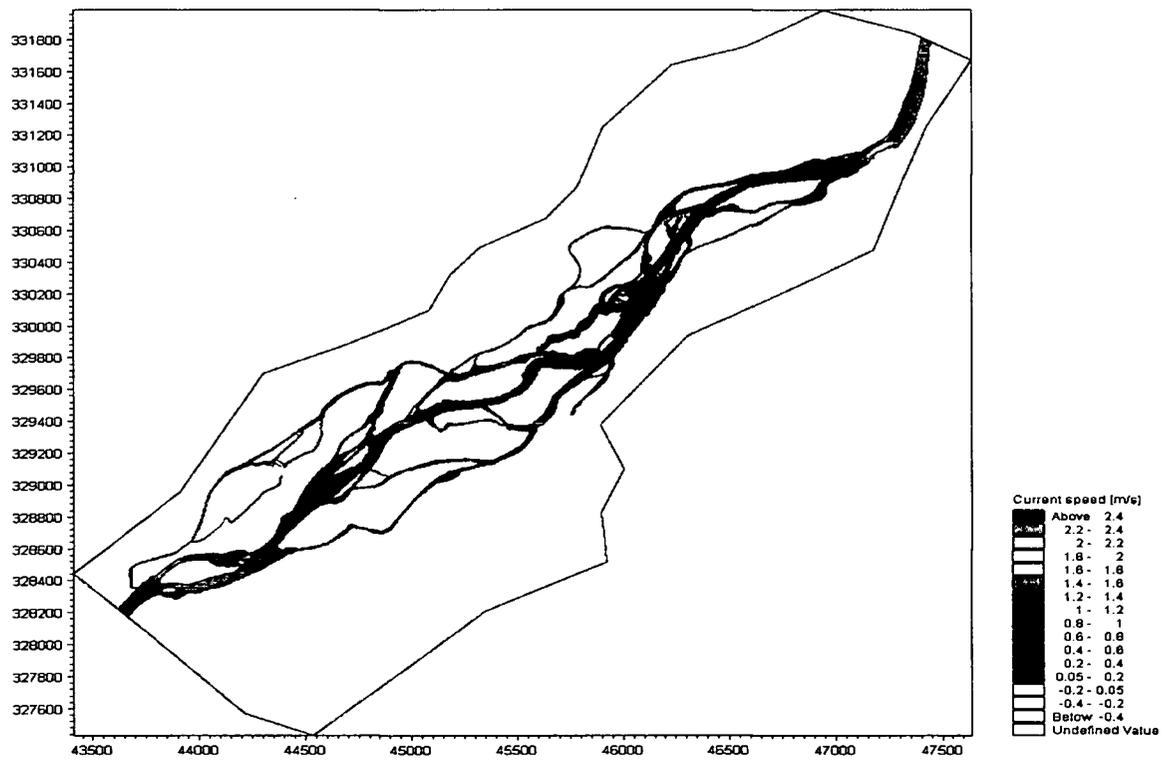


Abbildung 6-10 Fließgeschwindigkeiten bei Niederwasser ($Q = 40,7 \text{ m}^3/\text{s}$)

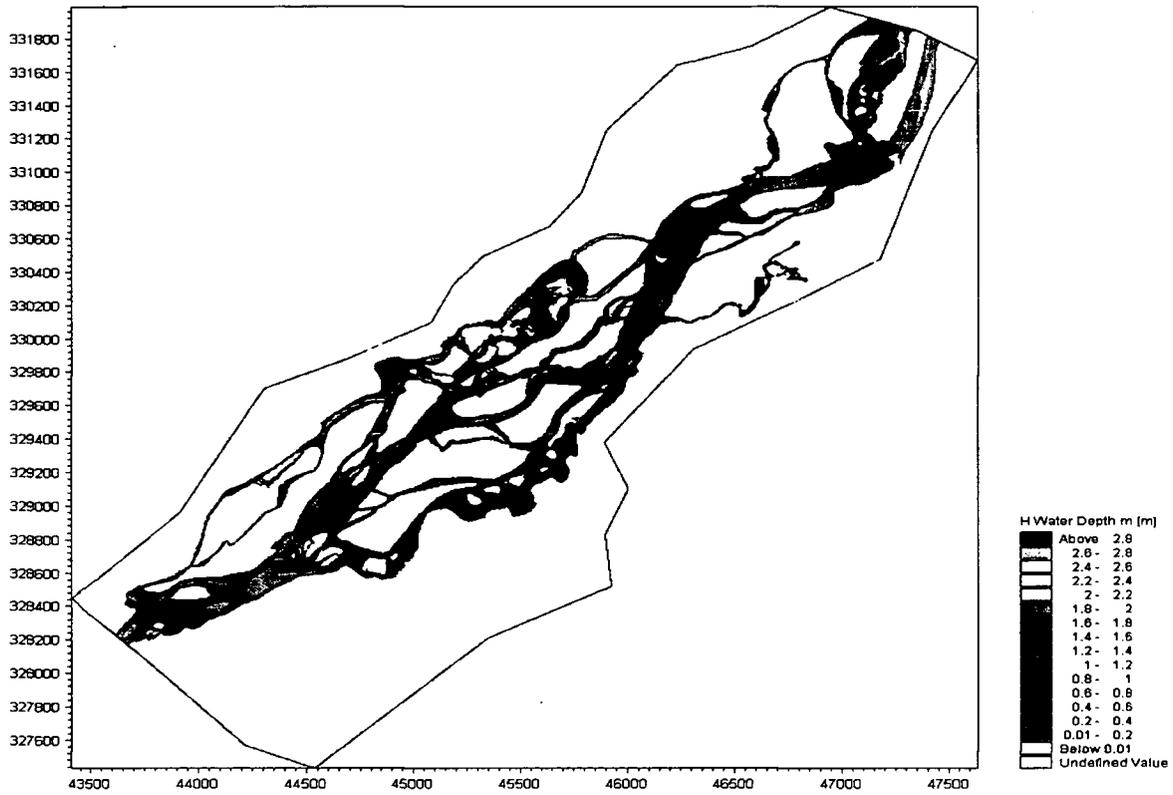


Abbildung 6-11 Wassertiefen bei Mittelwasserdurchfluss ($Q = 133 \text{ m}^3/\text{s}$)

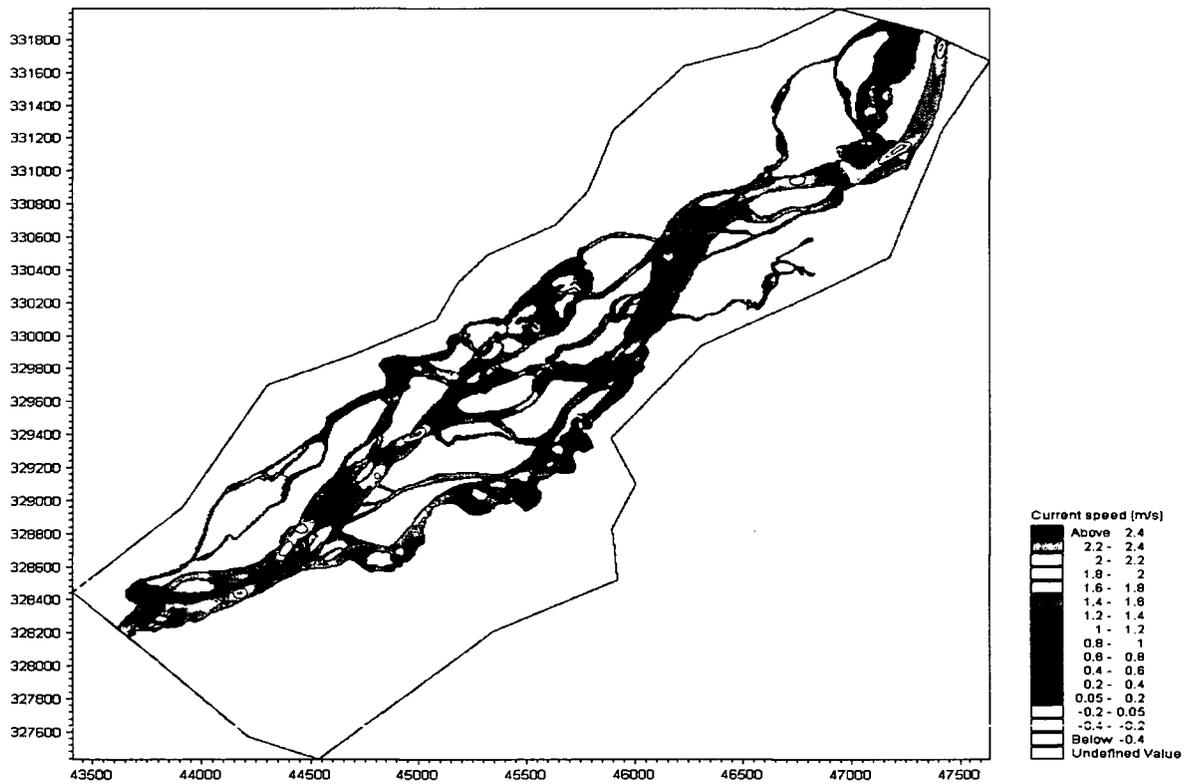


Abbildung 6-12 Fließgeschwindigkeit bei Mittelwasserführung ($Q = 133 \text{ m}^3/\text{s}$)

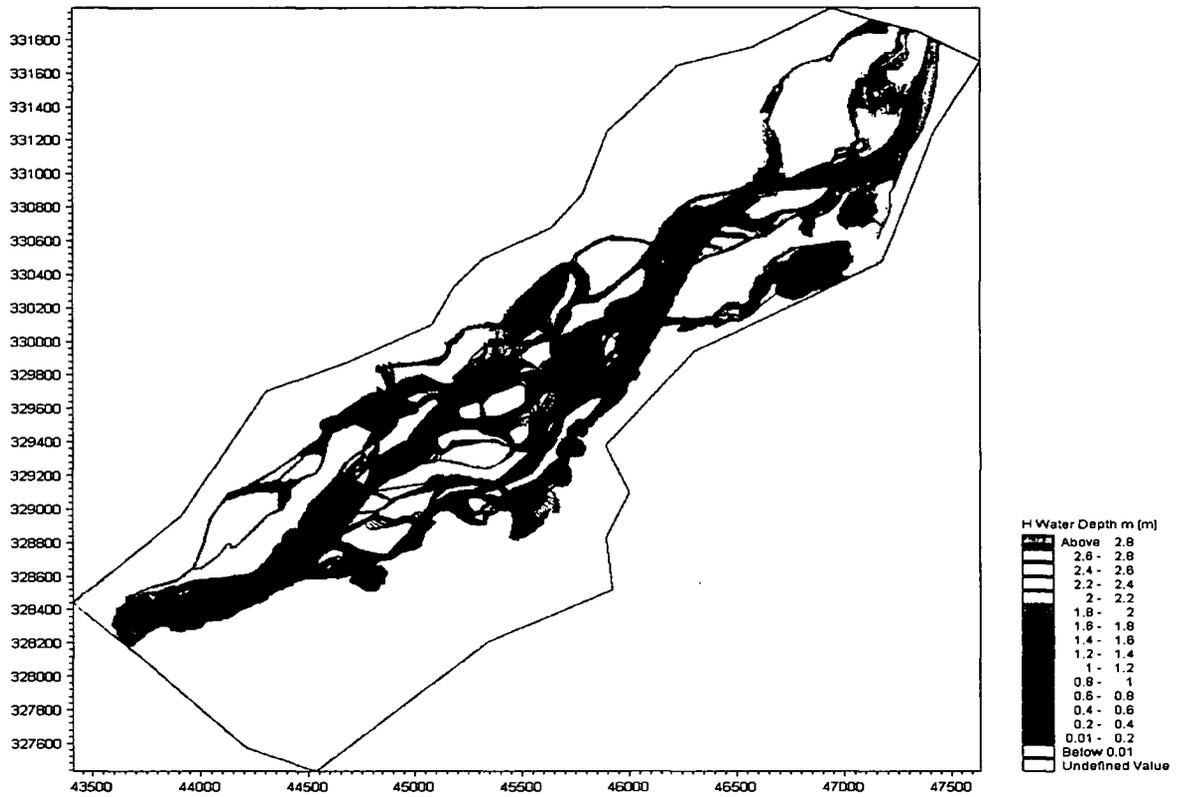


Abbildung 6-13 Wassertiefe bei Sommermittelwasser ($Q = 146 \text{ m}^3/\text{s}$)

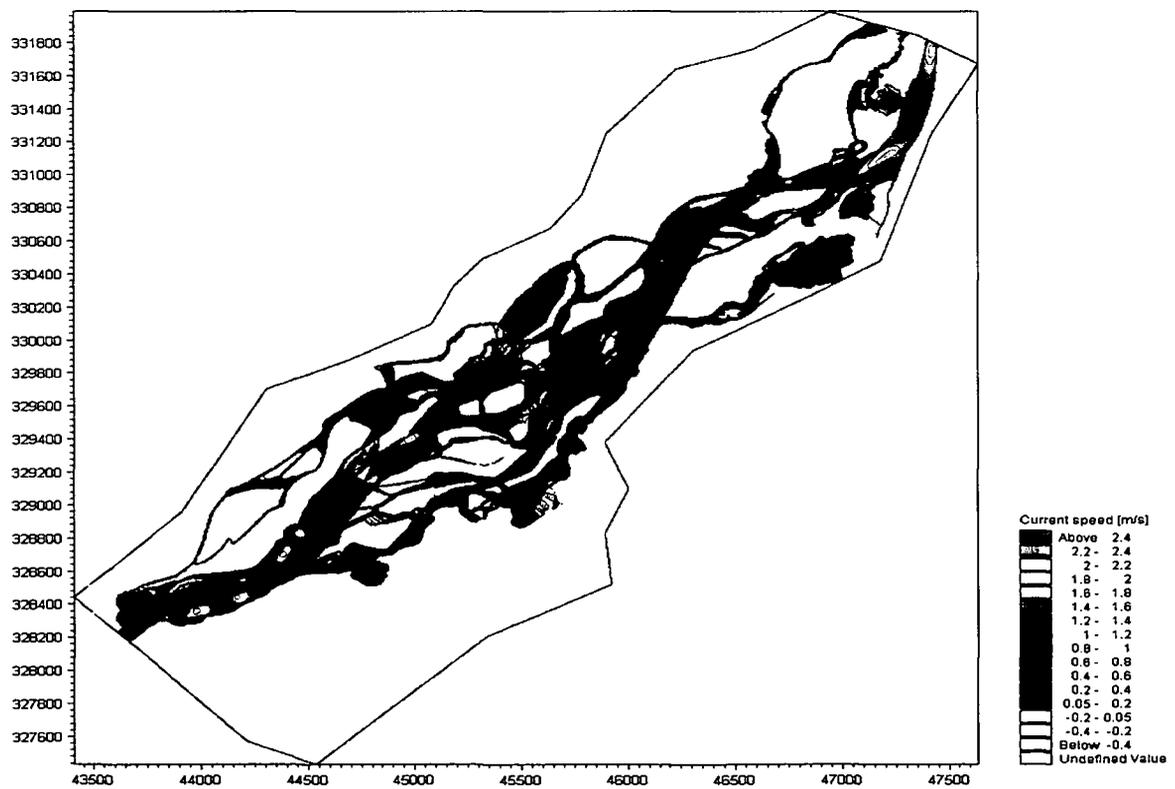


Abbildung 6-14 Fließgeschwindigkeiten bei Sommermittelwasser ($Q = 146 \text{ m}^3/\text{s}$)

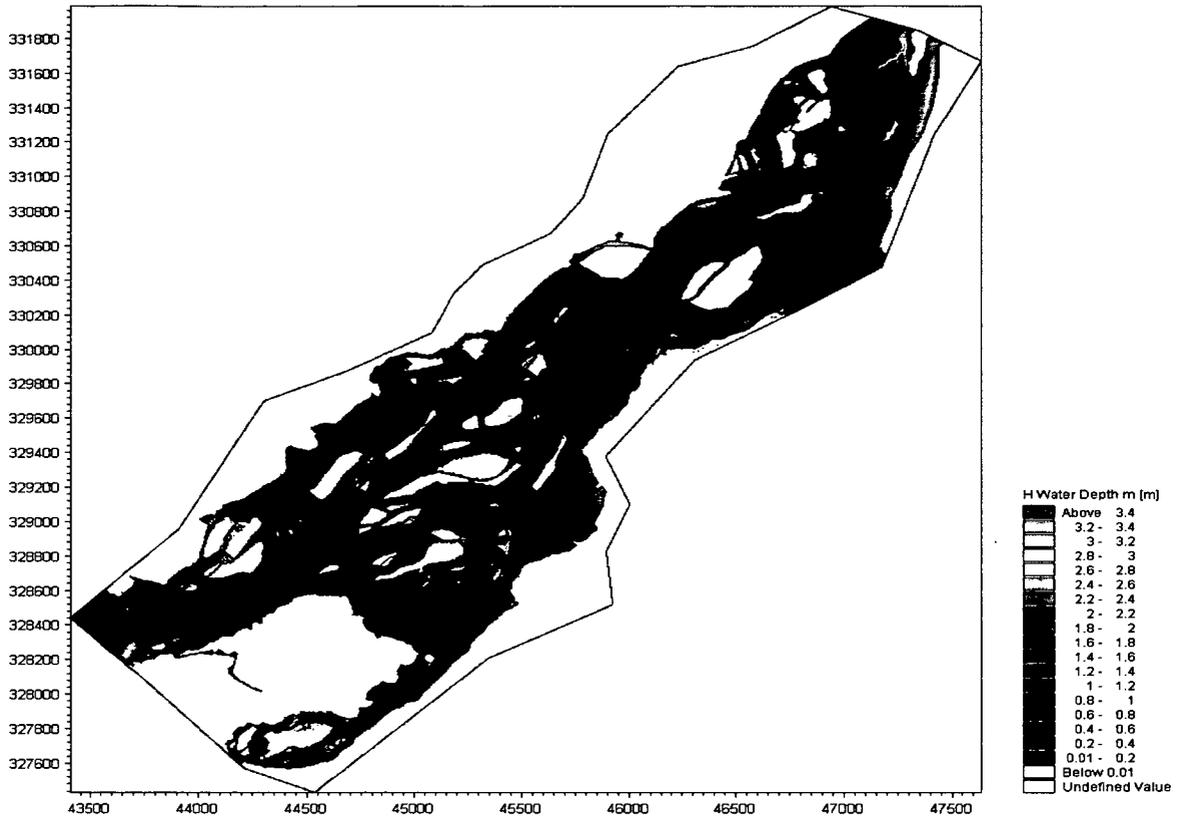


Abbildung 6-15 Wassertiefe bei HQ₁ (Q = 500 m³/s)

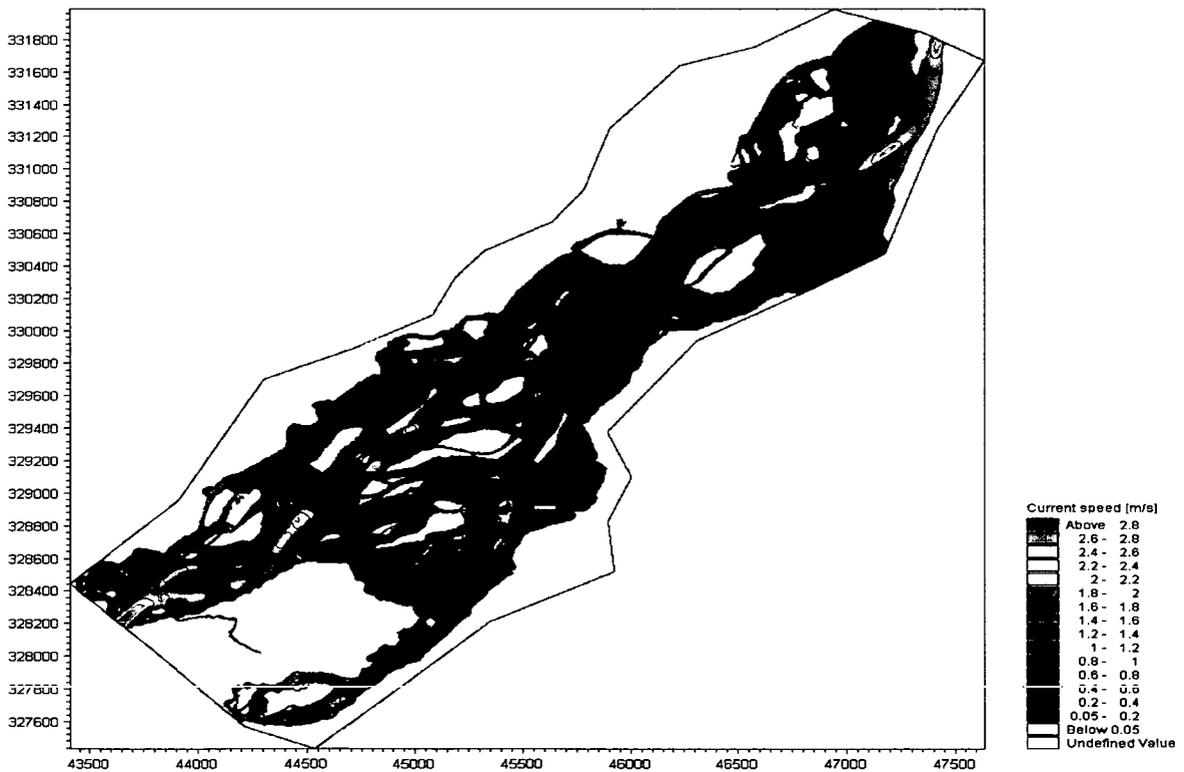


Abbildung 6-16 Fließgeschwindigkeiten bei HQ₁ (Q = 500 m³/s)



Abbildung 6-17 Wassertiefe bei HQ₁₀₀ (Q = 1500 m³/s)

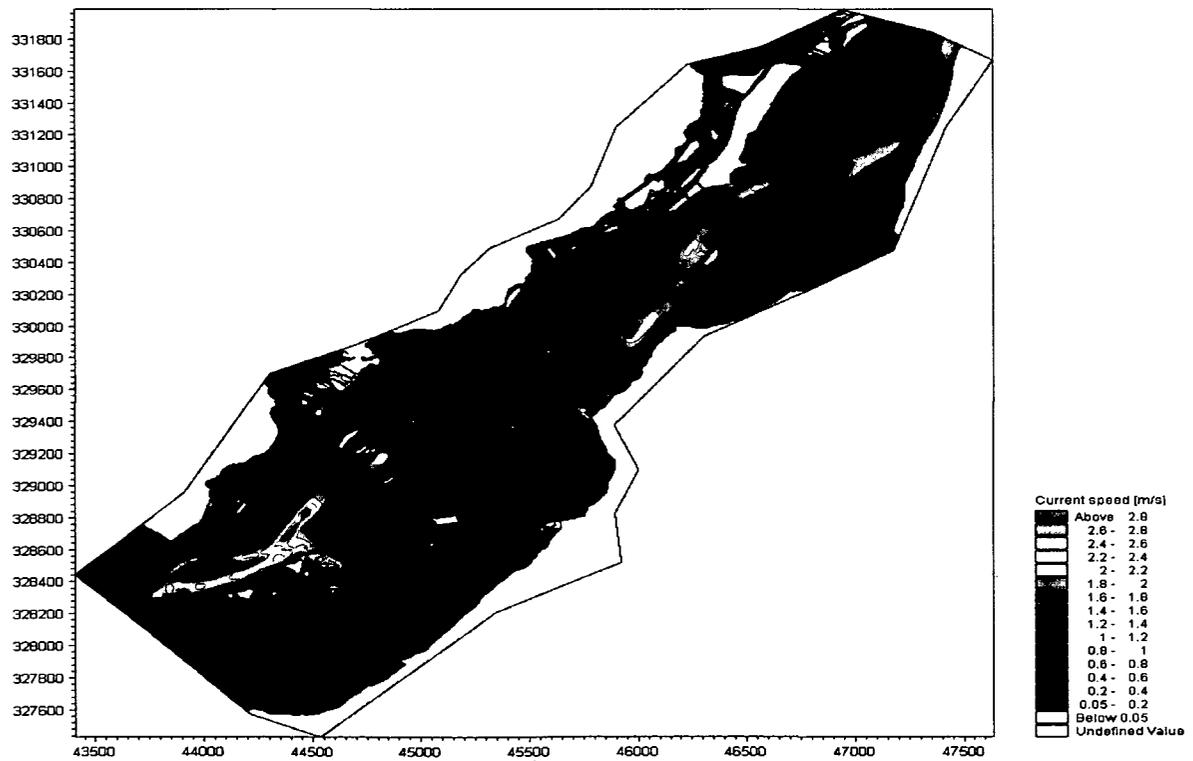


Abbildung 6-18 Fließgeschwindigkeiten bei HQ₁₀₀ (Q = 1500 m³/s)

- **NQ (Q = 40,7 m³/s)**

Die maximalen Fließgeschwindigkeiten bewegen sich bei NQ (Abbildung 6-9 und Abbildung 6-10) um 1,5 m/s. Die Wassertiefen betragen maximal 1,5m.

- **MQ (Q = 133 m³/s)**

Bei Mittelwasser (Abbildung 6-11 und Abbildung 6-12) kommt es schon zu einer Vergrößerung der benetzten Fläche, teilweise zu Ausuferungen (va. im Bereich des heutigen Hochwasserschutzdammes). Es ergibt sich eine Erhöhung der maximalen Wassertiefen auf 2m und eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit auf höchstens 2,4 m/s.

- **Sommer-Mittelwasser (Q = 146 m³/s)**

Durch die geringe Abflusssteigerung beim Sommer-Mittelwasser (Abbildung 6-13 und Abbildung 6-14) ist die Erhöhung der Tiefenwerte bzw. der Fließgeschwindigkeiten verglichen mit dem Mittelwasserabfluss minimal. Die vom langsam fließenden, bzw. stehenden Wasser benetzte Fläche steigt jedoch sichtbar an.

- **HQ₁ (Q = 500 m³/s)**

Bei diesem Hochwasserereignis (Abbildung 6-15 und Abbildung 6-16) kommt es, besonders im mittleren rechtsufrigen Bereich der Fischlhamer Au und im unteren linksufrigen Bereich des heutigen Hochwasserschutzdammes zu grossflächigen Überflutungen. Die Wassertiefen in diesen Bereichen befinden sich um 1m, während in den durchfluteten Gräben und im Hauptarm 2,8m durchaus erreicht werden. Ähnlich verhält es sich mit den Fließgeschwindigkeiten, die sich größtenteils unter 1 m/s bewegen, jedoch im Hauptarm bis auf über 2,8 m/s ansteigen.

- **HQ₁₀₀ (Q = 1500 m³/s)**

Bei diesem Jahrhundertereignis (Abbildung 6-17 und Abbildung 6-18) kommt es zu einer Überflutung des beinahe gesamten Untersuchungsgebietes. Die Wassertiefen im Hauptarm steigen auf maximal 4m. Im schon erwähnten Bereich des heutigen Hochwasserschutzdammes befindet sich ein etwas tieferer Graben der fast 4,5m unter Wasser steht. Ansonsten betragen die Wassertiefen ca. 0,5 - 1,8m. Die Fließgeschwindigkeit bewegt sich in der überfluteten Au zwischen 0,5 und 1 m/s und im

Hauptarm zwischen 1,5 und 2,4 m/s. Nur an einer Stelle mit stärkerem Gefälle (im oberen Flussabschnitt) werden beinahe 3 m/s erreicht.

7 Zusammenfassung und Ausblick

Aufgabe dieser Diplomarbeit war die Bereitstellung von Datenmaterial über den historischen (Referenz) Zustand des Projektgebietes an der Unteren Traun (Oberösterreich) zwischen Almmündung und Welser Wehr als Kontrollgrundlage für die Kalibrierung des ökologischen Bewertungsmodells **RiverSmart**.

RiverSmart bewertet anthropogene Maßnahmen an Fließgewässern aus ökologischer Sicht auf strategischer Ebene. Der modellhafte Charakter ermöglicht die Kombination von Maßnahmen in Form von Szenarien, die mit dem Ist-Zustand verglichen werden. Die ökologische Bewertung ergibt ökologische Zustandsklassen im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.

Die Bewertung erfolgt dabei durch den Vergleich des Ist-Zustandes mit dem Referenzzustand über Transformationskurven, die über Expertenwissen erstellt wurden und einer Kalibrierung bedürfen.

Erster Schritt war die Erstellung der Geländemodelle als Grundlage für die Abflussmodellierungen. Dabei mussten erst verschiedenste Datenquellen und -formate zu einem Stück zusammengeführt werden. Die weitere Bearbeitung erfolgte mit der Software ARCGIS[®] durch die statistische Interpolationsmethode Kriging.

Erst durch detaillierte Vorarbeiten wie die Erfassung und Digitalisierung des historischen Kartenmaterials, durch das Verdichten der Punktinformationen und die Einarbeitung von Bruchkanten konnte ein entsprechendes Geländemodell für den Zustand vor 1885 erstellt werden.

Auf Basis des historischen Geländemodells wurden verschieden Abflusssimulationen durchgeführt. Verwendet wurde **Mike21C**[®], ein 2-dimensionales Abflusssimulationsmodell für die Simulation der Hydrodynamik und des Sedimenttransportes von Flüssen von DHI Water&Environment. Die Modellierung erfolgte hauptsächlich in Hinsicht auf die Parameter der zu kalibrierenden Transformationskurven von **RiverSmart**.

In ähnlicher Weise wie in der vorliegenden Arbeit der historische Zustand, ist der Ist-Zustand im Rahmen einer weiteren Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau an der Universität für Bodenkultur, Wien,

untersucht worden (Niederbichler, 2005). Die Methodik ist ähnlich und unterscheidet sich nur bezüglich vorhandener Daten und Geländemodellerstellung (vgl. Kapitel 4). Die Simulationen werden dabei analog zum historischen Zustand durchgeführt um die erforderliche Vergleichbarkeit zu erlauben. Erst die Gegenüberstellung vom Referenzzustand mit dem aktuellem Zustand und die sich aus den Eingriffen resultierenden Veränderungen liefern die Grundlage für die Kalibrierung des DSS **RiverSmart**.

Anschließend erfolgte die Zusammenführung der Ergebnisse und Kalibrierung der Transformationskurven im Rahmen einer dritten Diplomarbeit am Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau an der Universität für Bodenkultur, Wien (Dox, 2006). Dabei werden die Resultate der Abflussmodellierungen von Ist-Zustand und Referenzzustand miteinander verknüpft und in Hinblick auf die in **RiverSmart** verwendeten Bewertungsindikatoren ausgewertet. Diese Verbindung liefert den Grad der Veränderung bezogen auf einen definierten Eingriff (Eingriffstypen) und so können die zuvor über Expertenwissen erstellten Transformationskurven jede für sich kalibriert werden.

RiverSmart wurde bisher an zwei österreichischen Fließgewässern angewendet. In der Zwischenzeit wird weiter am Modell gearbeitet, um dessen Sensitivität zu erproben und um den ökologischen Bewertungsvorgang zu verbessern (Composite Programming). Die Beurteilung die „biotische Sensitivität“ wurde bisher nur für Fische getestet und ist bisher noch nicht validiert.

Weitere Untersuchungen an anderen österreichischen Flüssen sowie am deutschen Neckar und der Durance in Frankreich sollen die Methodik von **Riversmart** in Zukunft weiter verbessern (Angermann et al., 2005).

Literaturverzeichnis

- ANGERMANN K., EGGER G., MADER H., SCHNEIDER M., KERLE F., SCHMUTZ S., MUHAR S. :Cost-Effective-Analysis of River Sections Impacted by Hydropower Production. A Case Study: Diverted Stretch of the River Drau/Rosegg (Austria). 5th International Symposium on Ecohydraulics, Madrid, Spain, 2004.
- ANGERMANN K., EGGER G., MADER H., SCHNEIDER M., KERLE F., Gabriel C., SCHMUTZ S., MUHAR S. :RiverSmart: A DSS for River Restoration Planning, COST Action 626 report, 2005.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR HANDEL UND WIEDERAUFBAU: Österreichischer Wasserkraftkataster TRAUN, 1949.
- DOX J.: Calibration of Impact Curve by Abiotic Criteria for Creating an Ecological Evaluation System for Running Waters, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, 2006.
- DHI Water & Environment: MIKE 21C River Morphology, http://www.dhisoftware.com/mike21c/Download/m21c_short_2004.pdf, 2004; besucht am 4. April 2005.
- EGGER G., ANGERMANN K., MADER H., SCHNEIDER M., KERLE F., EISNER A., SCHMUTZ S. & MUHAR S.: The Concept of the DSS RiverSmart. Ecohydraulic 2004.
- EUROPÄISCHE UNION: Amtsblatt der Europäischen Union L 327, Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und Rates, 2000, Stand: 22.12.2000
- FLEISCHER, C. OTT, M.. *Seminar Geoinformationswesen*. <http://www.ikg.uni-bonn.de>, Besucht am 2. Februar 2003.
- FORMANN O. E.: Morphologische Entwicklung Flussbaulicher Maßnahmen an der Oberen Drau – Kleblach-Lind, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, 2004.
- HABERSACK H., Mayr P., Gierlinger R., Schneglberger S.: Mehrdimensionale Abflussmodellierung am Beispiel der Lafnitz, Band 165 Wiener Mitteilungen, Wien, 2000.
- HABERSACK H.: Programmpaket HEC-RAS – Praktische Anwendungen: ÖWAV Seminar Mathematische Modellierung offener Gerinne, Band 17 Konstruktiver Landschaftswasserbau, TU Wien, 1995.

- HORTON R.F.: Erosional development of streams and their drainage basin, Bull. Geol. Soc. An. 56, 275 – 370, 1945.
- JAUKE G.: „Lebenswerte Traun“ Abschnitt Almspitz bis Welser Wehr – Flussmorphologische Maßnahmen als Grundlage zur Wiederherstellung des guten Zustandes nach Wasser-Rahmen-Richtlinie 2000/60/EG, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, 2001.
- KONECNY R. et al.: Heavily Modified Waters in Europe. Case Study Bregenzzerach, 2002a.
- KONECNY R. et al.: Heavily Modified Waters in Europe. Case Study Danube, 2002b.
- MADER H., STEIDL T., WIMMER R.: Abflussregime österreichischer Fließgewässer; Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, 1996.
- MADER H., et al.: Studie zur Renaturierung der Traun flussab Kraftwerk Lambach (Fischlhamer Au), 1998.
- MADER H., Stritzl, R., Jauk, G., Mayr, P.: Lebenswerte Traun. Amt der OÖ Landesregierung, Umweltschutz, 2002.
- MADER H., DOX J., NIEDERBICHLER I., HÄUPLER B., EGGER G., ANGERMANN K., SCHNEIDER M., KERLE F. & EISNER A.: Calibration of the Ecosystem Model in the DSS RiverSmart. Ecohydraulic 2004.
- MALCHAREK A.: Hydromechanik der Oberflächengewässer, Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Hamburg, 2002, <http://www.hamburg.baw.de/hnm/nummeth/numerik.pdf> Besucht am 18. Juni 2003.
- MOOG O., WIMMER, R.: Flussordnungszahlen österreichischer Fließgewässer; Umweltbundesamt, Monographien, 51, 1-581, Wien, 1994
- MUHAR S.: Stellung und Funktion des Leitbildes im Rahmen von Gewässerbetreuungskonzepten; Wiener Mitteilungen, Band 120, 1994.
- MUHAR S., PREIS S., HAIDVOGL G., ANGERMANN K., ARTNER A., EGGER G., MELCHER A., ÖMER B., POPPE M., SCHMUTZ S., SINABELL F., STRIGL A. & TRIMMEL S.: Flusslandschaftstypen Österreichs - Leitbilder für eine nachhaltige Entwicklung von Flusslandschaften. 1., 2. und 3. Forschungsbericht. Studie im Auftrag des Bundesministerium f. Bildung, Wissenschaft und Kultur / Kulturlandschaftsforschung, Wien, 2000.
- NIEDERBICHLER I.: Kalibrierung von abiotischen Kriterien zur Entwicklung eines ökologischen Bewertungsmodells für Fließgewässer mithilfe von mehrdimensionaler Abflussmodellierung – IST-ZUSTAND, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, 2005.

OBERÖSTERREICHISCHE KRAFTWERKS AG: Traunkraftwerk Saag, Einreichprojekt, 1989.

SCHMUTZ S.: Bewertung der Ökologischen Funktionsfähigkeit gemäß Wasser-rahmenrichtlinie. – Internes Positionspapier zum Forschungsschwerpunkt Kulturlandschaftsforschung: Flusslandschaftstypen Österreichs – Leitbilder für eine nachhaltige Entwicklung von Flusslandschaften; Abt. Hydrobiologie der Univ. f. Bodenkultur, Wien, 2000.

STRAHLER A.N.: Quantitative analysis of Watershed Geomorphology. An. Geophys. Union Trans. V. 38, 913 – 920, 1957.

STRITZL R.: „Lebenswerte Traun“ Sektorales visionäres Leitbild als Grundlage zur Wiederherstellung des guten Zustandes nach WRR, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, 2001.

WASSERRAHMENRICHTLINIE 2000/60/EG: Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, 2000.