

DER AMERIKANISCHE RIESENLEBEREGEL IN DEN DONAU- AUEN ÖSTLICH VON WIEN

EINE GIS - BASIERTE RISIKOANALYSE



Mag. Dr. Walter Reckendorfer
Gänserndorferstrasse 56
A-2241 Schönkirchen
tel.: +43-699-11241474
mail: W.Reckendorfer@t-b-r.at

Schönkirchen 2006

IMPRESSUM

Auftraggeber:



Auftragnehmer:

Mag. Dr. Walter Reckendorfer

Technisches Büro Reckendorfer

Gänserndorferstrasse 56

A - 2241 Schönkirchen

Tel.: +43 1 699 11241474

eMail: Walter.Reckendorfer@chello.at

Bearbeitung:

Mag. Dr. Walter Reckendorfer & Mag. Margit Groiss

Technisches Büro Reckendorfer

Gänserndorferstrasse 56

A - 2241 Schönkirchen

Tel.: +43 1 699 11241474

eMail: W.Reckendorfer@t-b-r.at, M.Groiss@t-b-r.at

1 Inhaltsverzeichnis

<u>1</u>	<u>INHALTSVERZEICHNIS</u>	<u>3</u>
<u>2</u>	<u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	<u>4</u>
<u>3</u>	<u>EINLEITUNG</u>	<u>5</u>
<u>4</u>	<u>HYPOTHESEN</u>	<u>7</u>
<u>5</u>	<u>DATENBASIS</u>	<u>8</u>
<u>6</u>	<u>ANALYSE</u>	<u>10</u>
<u>7</u>	<u>ERGEBNISSE</u>	<u>11</u>
7.1	DARSTELLUNG DER EINZELNEN RISIKOFAKTOREN	11
7.1.1	Nähe zu dynamischen Gewässern	11
7.1.2	Feuchte Standorte	13
7.1.3	Wiesen und Verlandungsflächen	16
7.1.4	Wilddichten	18
7.2	VERSCHNEIDUNGEN VON ZWEI RISIKOFAKTOREN	22
7.2.1	Feuchte Standorte im Nahbereich von dynamischen Gewässern	22
7.2.2	Feuchte Wiesen	24
7.2.3	Wiesen im Nahbereich von dynamischen Gewässern	26
7.3	VERSCHNEIDUNGEN VON DREI RISIKOFAKTOREN	28
7.3.1	Feuchte Wiesen im Nahbereich von dynamischen Gewässern	28
7.4	VERSCHNEIDUNGEN ALLER VIER RISIKOFAKTOREN	30
<u>8</u>	<u>DISKUSSION</u>	<u>35</u>
<u>9</u>	<u>VORSCHLÄGE ZU WEITEREN UNTERSUCHUNGEN UND MANAGEMENTMAßNAHMEN</u>	<u>35</u>
<u>10</u>	<u>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</u>	<u>37</u>
<u>11</u>	<u>LITERATUR</u>	<u>37</u>

2 Zusammenfassung

Die Ausbreitung des Amerikanischen Riesenleberegels in den Donau-Auen östlich von Wien wird zum Teil als Bedrohung der Rot- und Rehwildbestände bzw. als mögliche Beeinträchtigung jagdwirtschaftlicher Interessen wahrgenommen. Da eine medikamentöse Bekämpfung des Parasiten nur in begrenztem Maße erfolgreich sein kann, im Nationalpark nicht möglich ist und auch in den außerhalb gelegenen Revieren auf Dauer nicht sinnvoll erscheint, stellt sich die Frage, ob der Verbreitung des Parasiten nicht auch durch eine umweltverträgliche und langfristig kostengünstige Vorgangsweise entgegen gewirkt werden kann.

Dafür müssen – als Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche Eindämmung des Parasiten – potentiell gefährdete Weidegründe des Rotwilds erkannt werden, um in der Folge z.B. allfällige Lenkungsmaßnahmen (etwa Verlegung oder Auflassen bestehender Fütterungen) einleiten zu können.

Galba truncatula – eine Süßwasserschnecke - spielt im Lebenszyklus des Parasiten als Zwischenwirt eine Schlüsselrolle. Aus diesem Grund wurden in einem ersten Schritt in einer Voruntersuchung (RECKENDORFER & SCHAEFER 2003) ihre bevorzugten Habitate ökologisch charakterisiert und kartiert. Die Ergebnisse weisen *Galba truncatula* als einen Bewohner großer, dynamischer Gewässer der aktiven Au aus. Typisch für diese Habitate sind eine häufige Durchströmung und ein sandiges Sediment mit höherem Schluff- und Tonanteil.

Sehr dichte Schneckenvorkommen bedeuten jedoch nicht automatisch, dass diese Bereiche auch für das Infektionsgeschehen eine Rolle spielen. Wesentlich ist dabei das Zusammentreffen mehrerer Risikofaktoren. Weil eine flächendeckende Untersuchung dieser Zusammenhänge im Freiland einen sehr hohen Aufwand bedeuten würde, werden im Rahmen dieser Studie zunächst die Habitate mit potentiell erhöhtem Infektionsrisiko – also jene, die eine mögliche Gefahr der Infestation (Besiedlung mit einem Parasiten) für Wild darstellen – mit Hilfe eines Geo-Informationen-System (GIS) bestimmt und dargestellt. Resultat sind Karten, die potentiell infektiöse Weidegründe ausweisen.

Aufbauend auf den Ergebnissen werden Vorschläge für Managementmaßnahmen gemacht.

3 Einleitung

Der Amerikanische Riesenleberegel, *Fascioloides magna* (BASSI 1875, WARD 1917) ist primär Leberparasit der Cerviden und gelangte Ende des 19. Jahrhunderts mit eingebürgerten Wildarten nach Europa. Im Jahr 1961 wurde das Auftreten von *Fascioloides magna* in Europa – Tschechien, Slowakei, Polen, Deutschland, Italien, Slowenien – dokumentiert (ERHARDOVA 1961). Danach wurde über sein Vorkommen in unseren östlichen Nachbarstaaten Tschechien, Slowakei und Kroatien berichtet (ERHARDOVA-KOTRLÁ 1971, MAJOROS & SZTOJKOV 1994, MARINCULIĆ et al. 2002). PFEIFFER (1983) publizierte den bis zu diesem Zeitpunkt einzigen Fund – ein befallenes Stück Damwild in einem niederösterreichischen Wildgatter – in Österreich. Das erste Auftreten des Amerikanischen Riesenleberegels *Fascioloides magna* im Freiland wurde im Herbst des Jahres 2000 am Südufer der Donau bei Fischamend beobachtet (WINKLMAYER & PROSL 2001). Im Jahr 2001 kam es zur Ausbreitung in Gebiete nördlich der Donau.

Parasitische Organismen weisen oft komplexe Lebenszyklen auf. Verschiedene Entwicklungsstadien leben in bestimmten Wirtsorganismen. Der Kreislauf des Amerikanischen Riesenleberegels ist, mit einem Zwischenwirt und einem Endwirt, relativ einfach und kann folgendermaßen beschrieben werden (ZANDER 1998):

Ei → Wimpernlarve Mirazidium → Penetration des Zwischenwirts *Galba truncatula* (Kleine Sumpfschnecke, Leberegelschnecke) → Sporozyste → Redie → Schwanzlarve Zerkarie → Verlassen des Zwischenwirts → freischwimmende Zerkarie kapselt sich ein → Metazerkarie → Aufnahme durch den Endwirt → juveniler Egel wandert zur Leber → adulter Egel kapselt sich in der Leber ein → Eier gelangen über Gallengänge in den Darm und werden mit dem Kot freigesetzt → Ei.

Die mit dem Kot ausgeschiedenen Eier werden aus diesem ausgeschwemmt und gelangen ins Wasser, wo freischwimmende Wimpernlarven (Mirazidien) schlüpfen. Diese suchen den Zwischenwirt *Galba truncatula* auf. Die Infektion der Süßwasserschnecken findet meist im Mai und Juni statt. Im Stadium der Schwanzlarve (Zerkarien) ist der Parasit schließlich fähig, den Zwischenwirt schwimmend zu verlassen. Die Mindesttemperatur für das Schlüpfen sind 10°C. Unter geeigneten Bedingungen setzen sich die Zerkarien an Grashalmen fest, kapseln sich ein und bilden so die Metazerkarien. Die Aufnahme dieser

Organismen mit dem Futter durch den Endwirt führt zu dessen Infestation und schließt so den Kreislauf.

Die Infektionsraten von Schnecken und Endwirten unterliegen Rückkopplungsmechanismen und hängen von mehreren Parametern ab. Wesentlich dabei ist aber das Zusammentreffen mehrerer Risikofaktoren. Da eine flächendeckende Untersuchung dieser Zusammenhänge im Freiland einen sehr hohen Aufwand bedeutet, werden im Rahmen dieser Studie zunächst hypothetisch kontaminierte Weidegründe mit Hilfe eines Geo-Informationen-System (GIS) ausgewiesen.

4 Hypothesen

In der vorliegenden Untersuchung werden folgende Annahmen bezüglich Infektionsrisiko und potentiell kontaminierter Weideflächen getroffen:

- Die Zerkarien müssen sich an für das Wild attraktive Futterpflanzen heften, um überhaupt aufgenommen zu werden. Die Infektionsgefahr für den Endwirt erscheint in Wiesen daher höher als im Wald.
- Damit sich die freischwimmenden Zerkarien überhaupt an Grashalmen festsetzen können, müssen diese überflutet werden. Es wird daher angenommen, dass das Infektionsrisiko für den Endwirt an feuchten Standorten mit hohen Überflutungshäufigkeiten steigt.
- Die Schneckendichte erhöht die Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens von Zwischen- und Endwirt. Eine räumliche Analyse zeigt, dass *Galba truncatula* praktisch nur in der aktiven Au vorkommt und isolierte Gewässer außerhalb des Hochwasserschuttdammes meidet. Weideflächen in der Nähe von dynamisch angebundenen Gewässern erscheinen daher potentiell infektiöser.
- Die Wilddichten an den Gewässern sind ausschlaggebend für die Wahrscheinlichkeit, mit der eine Schnecke (als Zwischenwirt) mit infiziertem Kot in Berührung kommt. Es wird angenommen, dass die Infektionsraten von Schnecken mit höheren Wilddichten steigen.

5 Datenbasis

Zur Überprüfung der aufgestellten Hypothesen sind folgende Informationen notwendig und verfügbar:

- Habitatsprüche von *Galba truncatula*
- Durchströmungshäufigkeit (Tage/Jahr) von Augewässern
- Morphometrie der Donau-Auen (Höhenmodell)
- Vegetation der Donau-Auen (Biotoptypenkartierung, DOGAN-BACHER et al. 1999)
- Mittlerer Rotwildabgang (Abschuss + Fallwild) 2000 bis 2003 pro 1000 Hektar
- Mittlerer Rotwildabschuss 2000 bis 2003 pro 1000 Hektar

Die Ergebnisse der Voruntersuchung (RECKENDORFER & SCHAEFER 2003) weisen *Galba truncatula* als einen Bewohner großer, dynamischer Gewässer der aktiven Au aus. In weniger dynamischen Bereichen kommt *Galba truncatula* bevorzugt in Gewässern vor, die zumindest rückströmend mit der Donau verbunden sind. Typisch für diese Habitate sind eine häufige Durchströmung und ein sandiges Sediment mit höheren Schluff- und Tonanteil. Nach den Befunden der Voruntersuchung meidet *Galba truncatula* Standorte mit hoher Makrophytendichte und hohem organischen Gehalt. In kleinen Tümpeln und Weihern war die Art nur vereinzelt vorhanden. Typischerweise sitzt sie an oder sogar oberhalb der Wasseranslagslinie. Die Schalen waren meist mit Sediment bedeckt. Auch in der Literatur finden sich oft Hinweise auf eine amphibische Lebensweise (GLÖER & MEIER-BROOK 1998). *Galba truncatula* verlässt oft das Wasser und hält sich dann an feuchten Stellen, z.B. Schlammflächen, auf. Sie überwintert generell außerhalb des Wassers.

Zur Charakterisierung der hydrologischen Dynamik von Augewässern wurden die verfügbaren Daten zur Anbindungsdauer (Tage/Jahr) in den GIS-Datensatz aufgenommen. Im Rahmen der hydrologisch orientierten Klassifizierung werden Gewässer nicht direkt in Klassen eingeteilt, sondern anhand eines hydrologischen Gradienten (Durchströmungshäufigkeit) angeordnet. Hinsichtlich ihrer Vernetzung mit dem Strom lassen sich grundsätzlich 3 Gruppen (durchströmt, angebunden & isoliert) unterscheiden. Isolierte Augewässer werden nur bei mehrjährlichen Hochwasserereignissen vom Fluss

erreicht. Angebundene Altarme sind unterstromig angebunden und werden rückströmend von der Donau dotiert. Durchströmte Nebenarme sind ober- und unterstromig mit der Donau verbunden. In der vorliegenden Arbeit beziehen sich die Angaben zur Anbindung bzw. Durchströmung in Tagen pro Jahr auf die oberstromige Anbindung.

Das digitale Höhenmodell (DHM) des Mittelwasserflugs 1999 mit einer Auflösung von 2,5 m wurde auf Basis der Laser-Scanner-Daten der Firma TopoSys bzw. durch die Ableitung von dreidimensionalen Koordinaten aus der dichten Punktwolke des Laser-Scans durch das IPF (Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung der TU Wien) erstellt. Dank der flächendeckenden Verfügbarkeit von Höheninformationen lassen sich feuchte Standorte – gekennzeichnet durch regelmäßige Überschwemmungen - indirekt aus den verschiedenen Reliefformen bzw. Höhenstufen ableiten. Als feuchte Flächen wurden jene Gebiete ausgewiesen, die nicht höher als zwei Meter über MW (Mittelwasser) liegen und somit häufig (> 1 x jährlich) überflutet werden.

Die Biotoptypenkartierung des Luftbildflugs 1997 im Nationalpark Donau-Auen - aus Farbinfrarotbildern von der Firma Umwelt Data erstellt - zeigt flächendeckend alle im Nationalpark vorkommenden Biotoptypen. Die durch visuelle Luftbildinterpretation am Zoomstereoskop ausgewiesenen Flächengrenzen und -nummern sind – wie auch die Informationen zu den verschiedenen Biotoptypen – in einem homogenen GIS-Datensatz integriert und stehen für die vorliegende Untersuchung zur Verfügung. Aus diesem Datensatz konnten die Wasser- und Wiesenflächen selektiert und der Analyse zugänglich gemacht werden.

Die Nationalpark Donau-Auen GmbH erteilte dem Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie 1999 den Auftrag, ein Konzept für eine Wildökologische Raumplanung (WESP – Wildlife Ecological Spatial Planning) für den Nationalpark Donau-Auen und das wildökologisch relevante Umfeld auszuarbeiten (REIMOSER 2001, 2004). Dabei wurden eine Gliederung des Wildraumes in Untersuchungseinheiten und Wildbehandlungszonen vorgenommen sowie Untersuchungen zur Entwicklung von Wildtierbeständen und deren Lebensräumen durchgeführt. Die im Rahmen der vorliegenden Studie miteinbezogenen Rotwildrichten der Wildregionen beziehen sich auf den mittleren Rotwildabgang (Abschuss und Fallwild) von 2000 bis 2003 pro 1000 Hektar.

6 Analyse

Im Rahmen der Datenanalyse werden die dargestellten Risikofaktoren miteinander kombiniert. Je mehr Faktoren aufeinander treffen, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit der Infestation für Rotwild.

Die GIS-gestützte Ausweisung potentiell hochinfektiöser Weidegründe erfolgte im Rahmen einer raumbezogenen Selektion und Analyse mittels eines Geographischen Informationssystems (GIS, „Arc View“). Ein GIS ermöglicht es in diesem Zusammenhang, raumbezogene Daten digital zu erfassen, zu bearbeiten, zu analysieren und schließlich zu visualisieren. Ziel der raumbezogenen Selektion und Analyse ist es, räumliche Beziehungen zwischen Elementen eines oder mehrerer Themen zu ermitteln, um auf dieser Basis eine Lokalisierung von Geoobjekten (in diesem Fall: hochinfektiösen Habitaten) zu erreichen.

Grundsätzlich kommen für diese Aufgabe zwei – von Arc View zur Verfügung gestellte – Funktionalitäten zur Anwendung:

- **Pufferung:** Diese Analysefunktion ermöglicht das Erzeugen von Puffern für Punkte, Linien und Flächen.
- **Verschneiden eines Themas mit einem anderen Thema (intersect):** Objekte, die sich mit Objekten eines anderen Linien- oder Flächenthemas überschneiden, können auf diese Weise einfach selektiert werden. Das Resultat ist die Schnittmenge beider Themen. Es sind nur Objekte enthalten, die in die gemeinsame räumliche Ausdehnung von beiden Themen fallen. Die Attributdaten von beiden Themen werden in die Attributtabelle des neuen Themas aufgenommen.

7 Ergebnisse

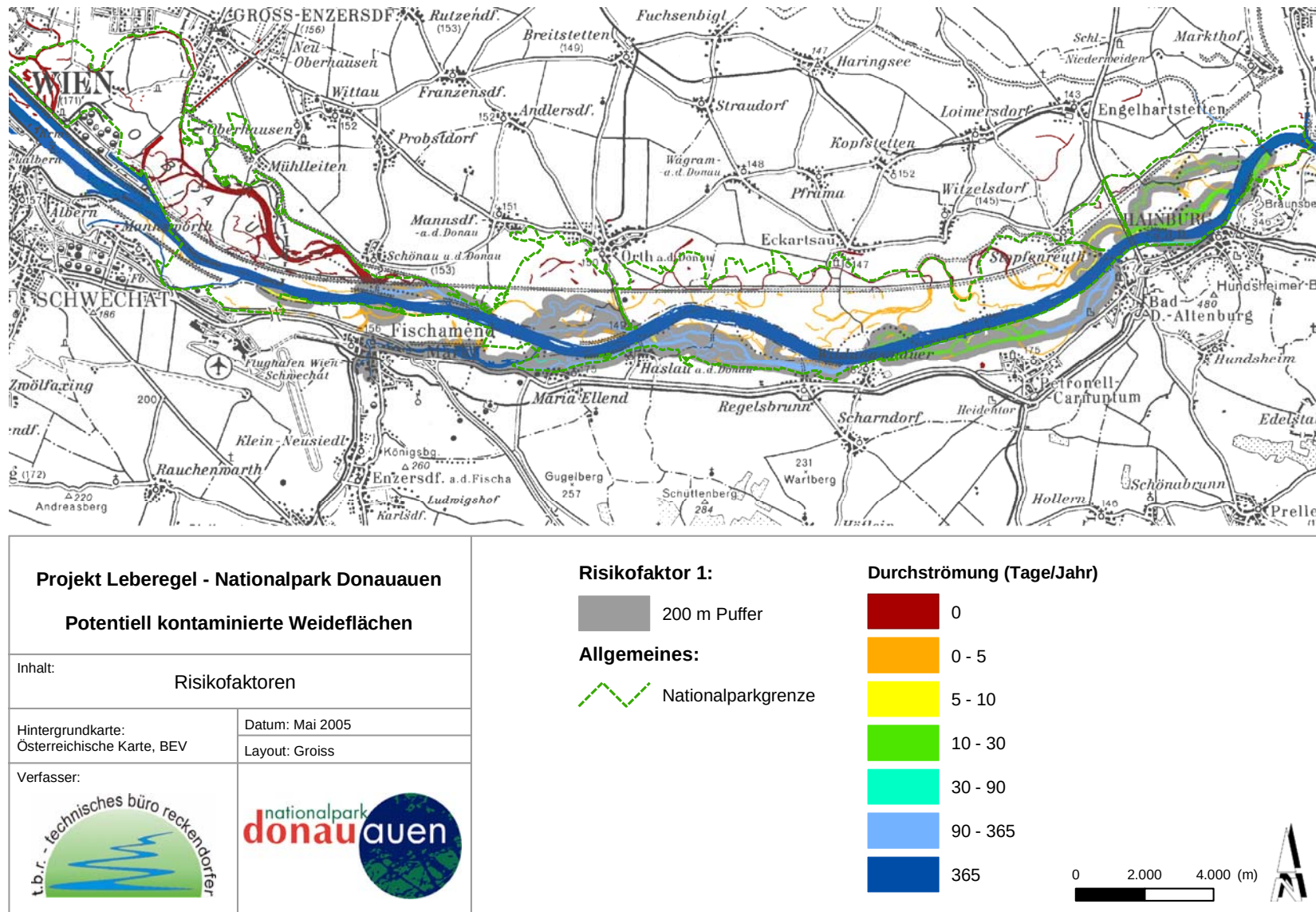
7.1 Darstellung der einzelnen Risikofaktoren

7.1.1 Nähe zu dynamischen Gewässern

Da der Zwischenwirt *Galba truncatula* bevorzugt in dynamischen Gewässern lebt, ist ein Infektionsrisiko nur in Habitaten gegeben, die in der Nähe zu solchen Gewässern liegen. Dynamisch angebundene Gewässersysteme finden sich vorwiegend am rechten Donauufer in den Bereichen Beugen Altarm, Fischamend, Fischa Mündung, Maria Ellend, Haslau, Wildungsmauer/Petronell, Johler Altarm und Röthelstein. Dynamische Gewässersysteme am linken Donauufer sind der Spittelauer Arm, der Tiergartenarm, der östliche Teil des Rosskopfarmes, die Donauschlinge bei Eckartsau Ost und die Bereiche Orth und Mannsdorfer Hagel.

Ein Puffer von 200 Metern um relativ dynamisch angebundene Gewässer (≥ 5 Tage Anbindungsdauer im Jahr), wobei die Wasserflächen selbst nicht inkludiert werden, zeigt Flächen mit erhöhtem Infektionsrisiko im Vergleich zum restlichen Gebiet (Abb. 1).

Praktisch kein Infektionsrisiko, auf Grund des Fehlens von *Galba truncatula*, besteht in der Oberen Lobau, im größten Bereich der Unteren Lobau, im Bereich Eckartsau und Witzelsdorf und außerhalb des Hochwasserschutzdammes.



7.1.2 Feuchte Standorte

Ein weiterer Risikofaktor ist die Höhe des Geländes. Damit sich die freischwimmenden Zerkarien überhaupt an Grashalmen festsetzen können, müssen diese überflutet werden. Es wird daher angenommen, dass das Infektionsrisiko für den Endwirt an feuchten Standorten mit hohen Überflutungshäufigkeiten steigt. Basierend auf dem Höhenmodell (Abb. 2) werden häufig überflutete Standorte (< 2m über MW) ausgewiesen-feuchte ausgewiesen (Abb. 3). Feuchte Standorte finden sich vor allem im westlichen Bereich des Nationalparks.

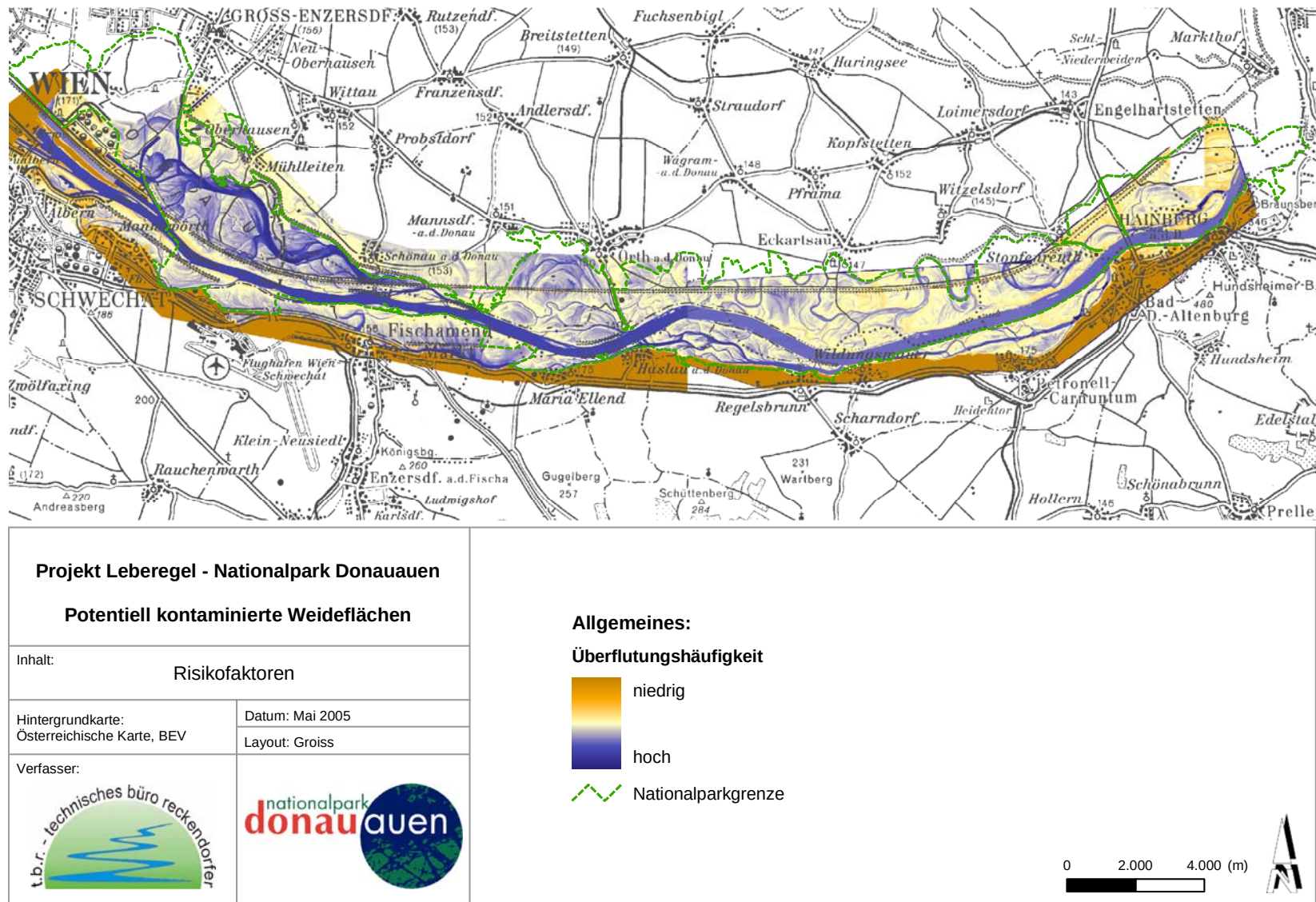


Abb. 2: Höhenmodell: Überflutungshäufigkeit

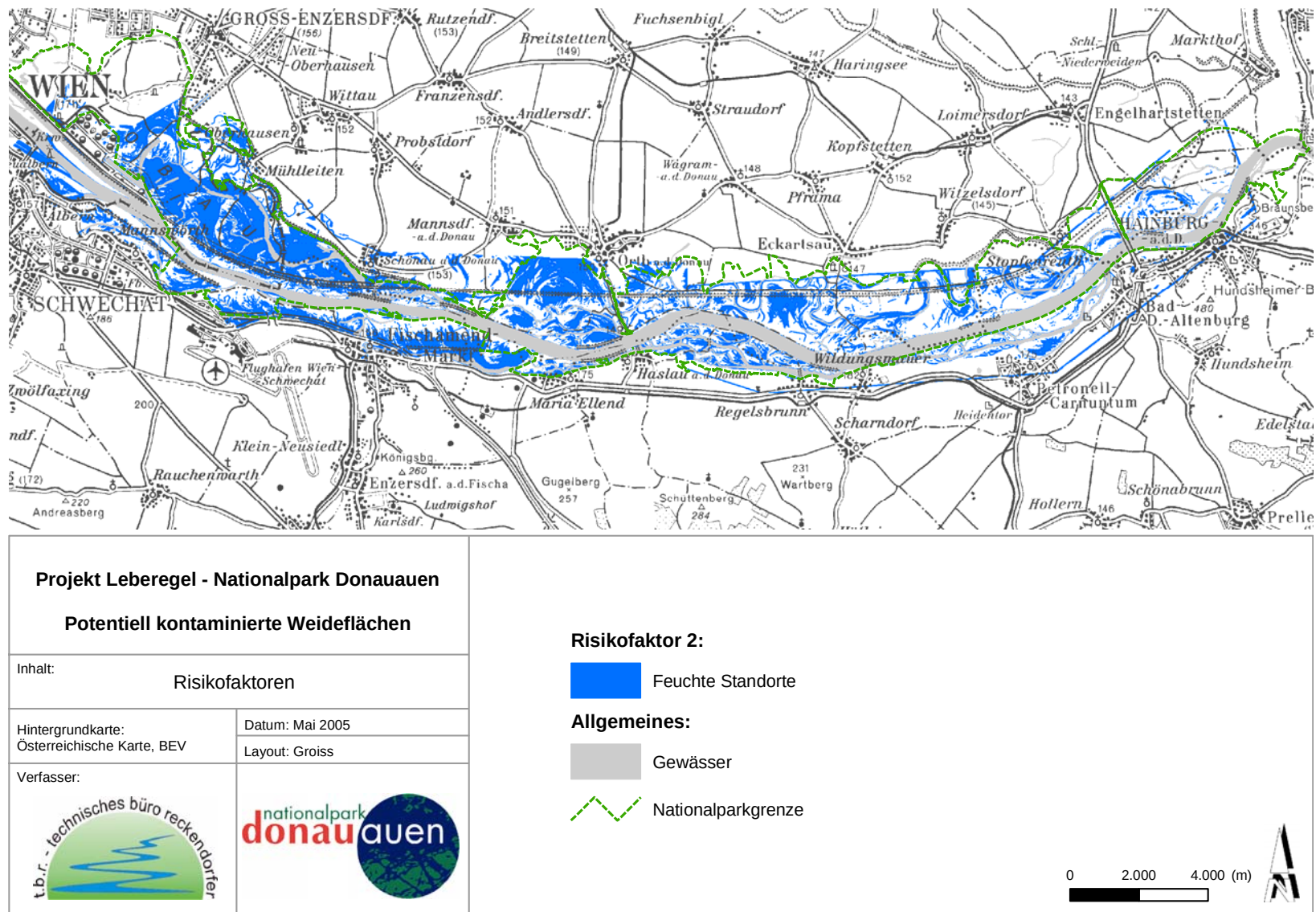


Abb. 3: Risikofaktor 2: Feuchte Standorte

7.1.3 Wiesen und Verlandungsflächen

Die Zerkarien müssen sich an für das Wild attraktive Futterpflanzen heften, um überhaupt aufgenommen zu werden. Die Infektionsgefahr für den Endwirt ist daher in Wiesen und Verlandungsflächen höher als im Wald. Abbildung 4 zeigt die Verteilung dieser Vegetationseinheiten in den Donau-Auen östlich von Wien, die im Rahmen der Biotoptypenkartierung Donau-Auen (DOGAN-BACHER et al 1999) ausgewiesen wurden. Mit Ausnahme der Bereiche Maria Ellend, Haslau, Wildungsmauer/Petronell, Röthelstein und Johler Altarm sind Wiesen und Verlandungsflächen recht häufig im Gebiet vorhanden.

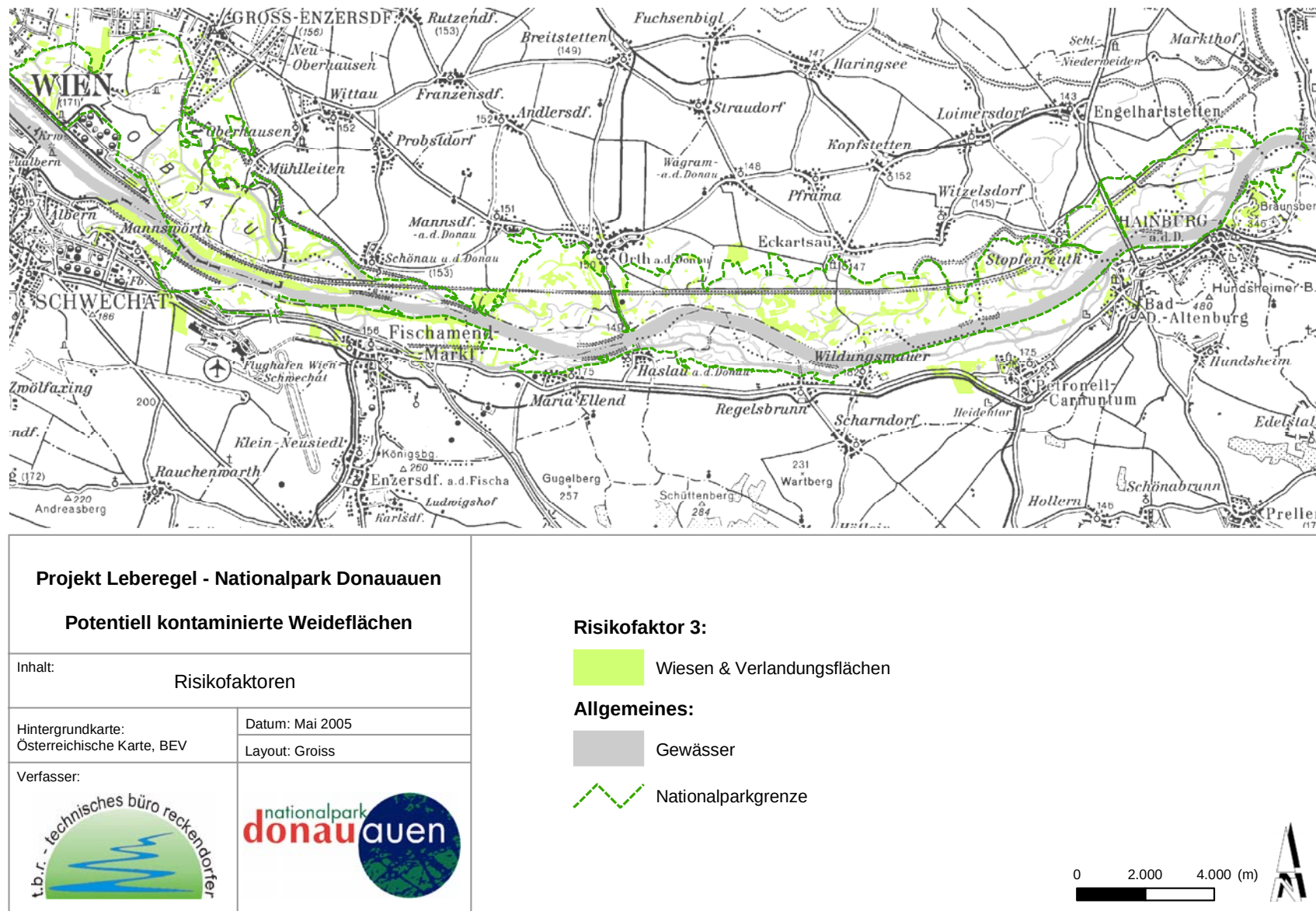


Abb. 4: Risikofaktor 3: Wiesen und Verlandungsflächen

7.1.4 Wilddichten

Die Darstellung des vierten Risikofaktors - der Wilddichten in den Wildregionen - bezieht sich auf den mittleren Rotwildabgang pro 1000 Hektar (Abschuss + Fallwild) von 2000 bis 2003 (Abb. 5). Hohe Wilddichten (> 25) zeigt die Wildregion Donau Südwest, niedrige Wilddichten die Wildregion Donau Südost (< 0.5). Zudem wird der mittlere Rotwildabschuss von 2000 bis 2003 im Nationalpark dargestellt (Abb. 6). Hohe Abschüsse werden in den Bereichen Zainet Hagel und Beugen Altarm verzeichnet.

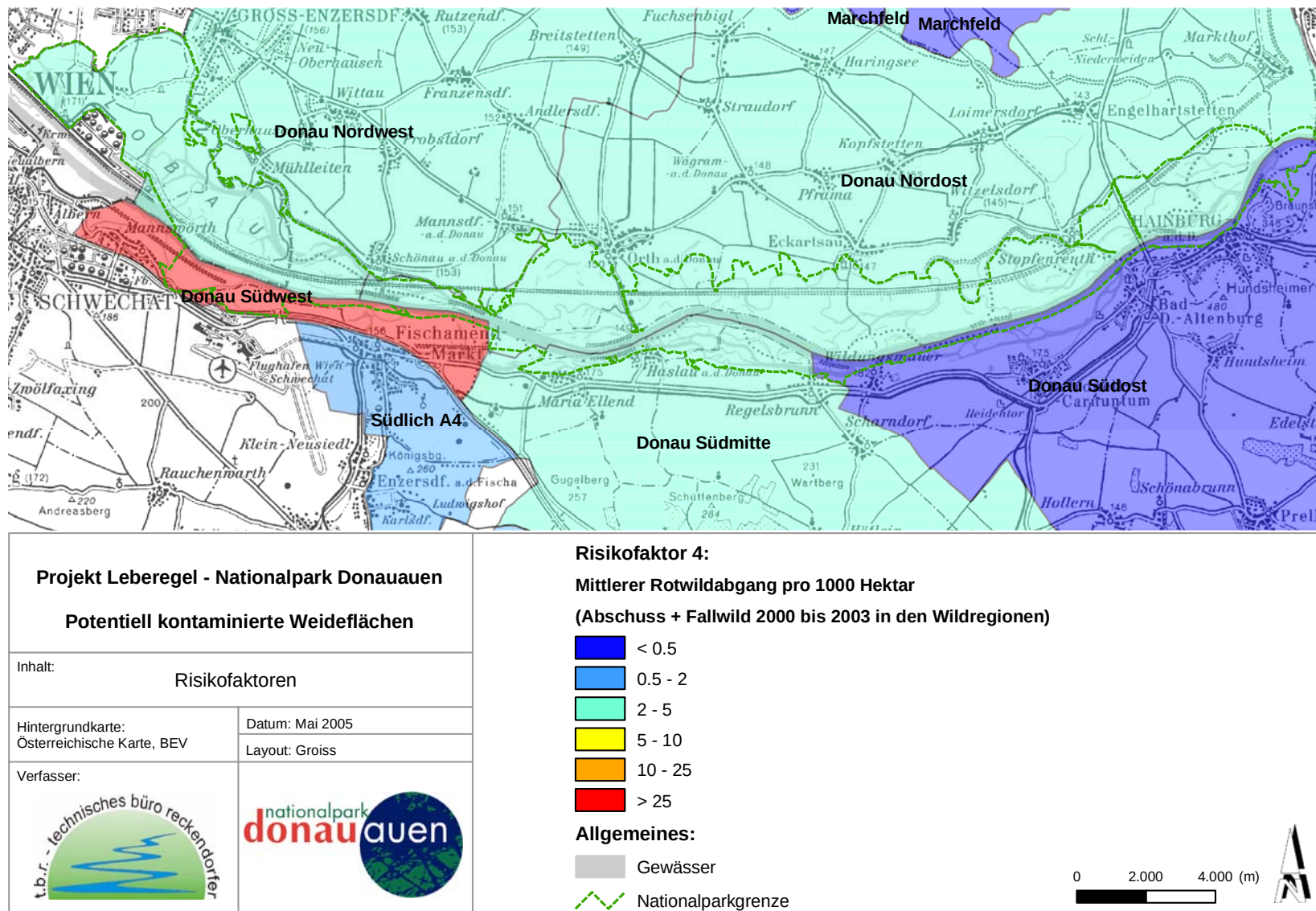


Abb. 5: Risikofaktor 4: Wildregionen mit Rotwildabgängen

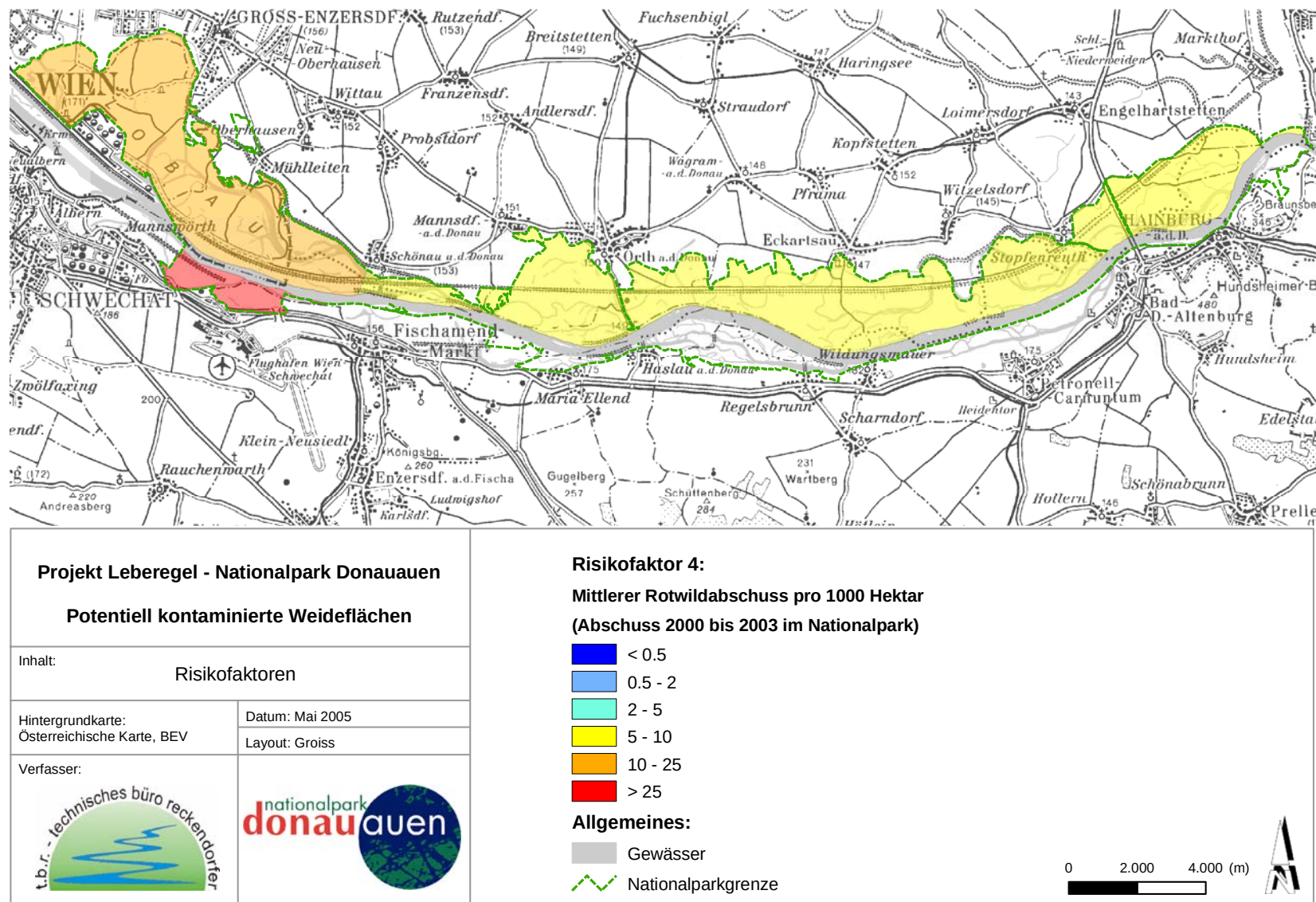


Abb. 6: Risikofaktor 4: Rotwildabschüsse im Nationalpark

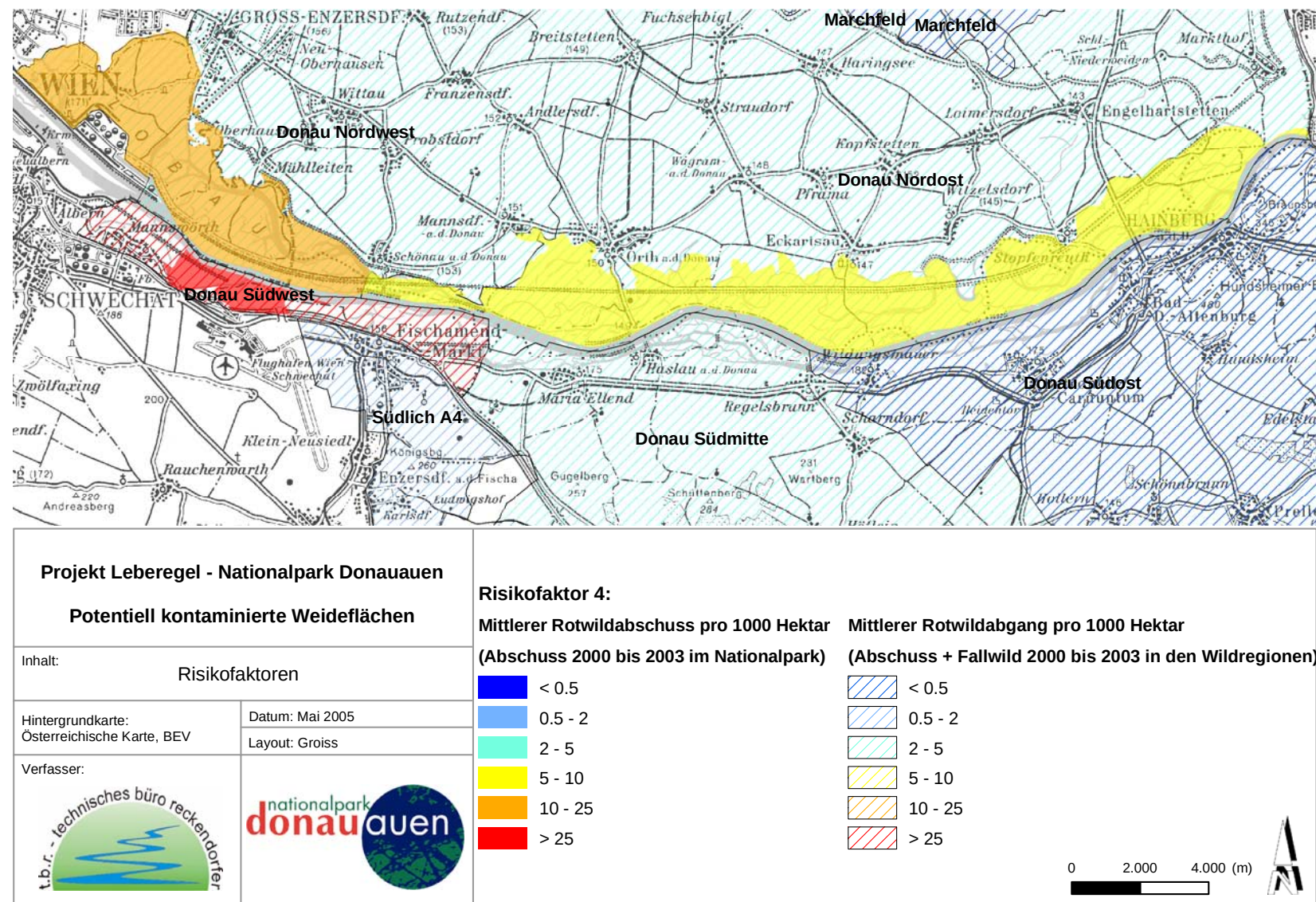


Abb. 7: Risikofaktor 4: Rotwildabschüsse im Nationalpark und Wildregionen mit Rotwildabgängen

7.2 Verschneidungen von zwei Risikofaktoren

7.2.1 Feuchte Standorte im Nahbereich von dynamischen Gewässern

In einem nächsten Schritt werden jeweils zwei Risikofaktoren zusammengefügt, wobei zunächst der erste Risikofaktor (Nähe zu dynamisch angebundenen Gewässern) mit den feuchten Standorten kombiniert wird. Basierend auf dem Höhenmodell (Abb. 2) werden dazu feuchte Standorte (< 2 m über MW) ausgewiesen (vgl. Abb. 3) und mit der Pufferzone verschnitten. Übrig bleiben feuchte Standorte im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern (Abb. 8).

Ein erhöhtes Infektionsrisiko findet sich vor allem in den Gebieten Beugen Altarm, Fischamend, Fische Mündung, Maria Ellend, Haslau, Wildungsmauer/Petronell, Mannsdorfer Hagel, Orth, Eckartsau Ost, Tiergartenarm, Rosskopfarm, Johler Altarm und Röthelstein liegen. Die Obere und Untere Lobau, der Bereich Zainet Hagel und Eckartsau West stellen diesbezüglich ungefährliche Gebiete dar.

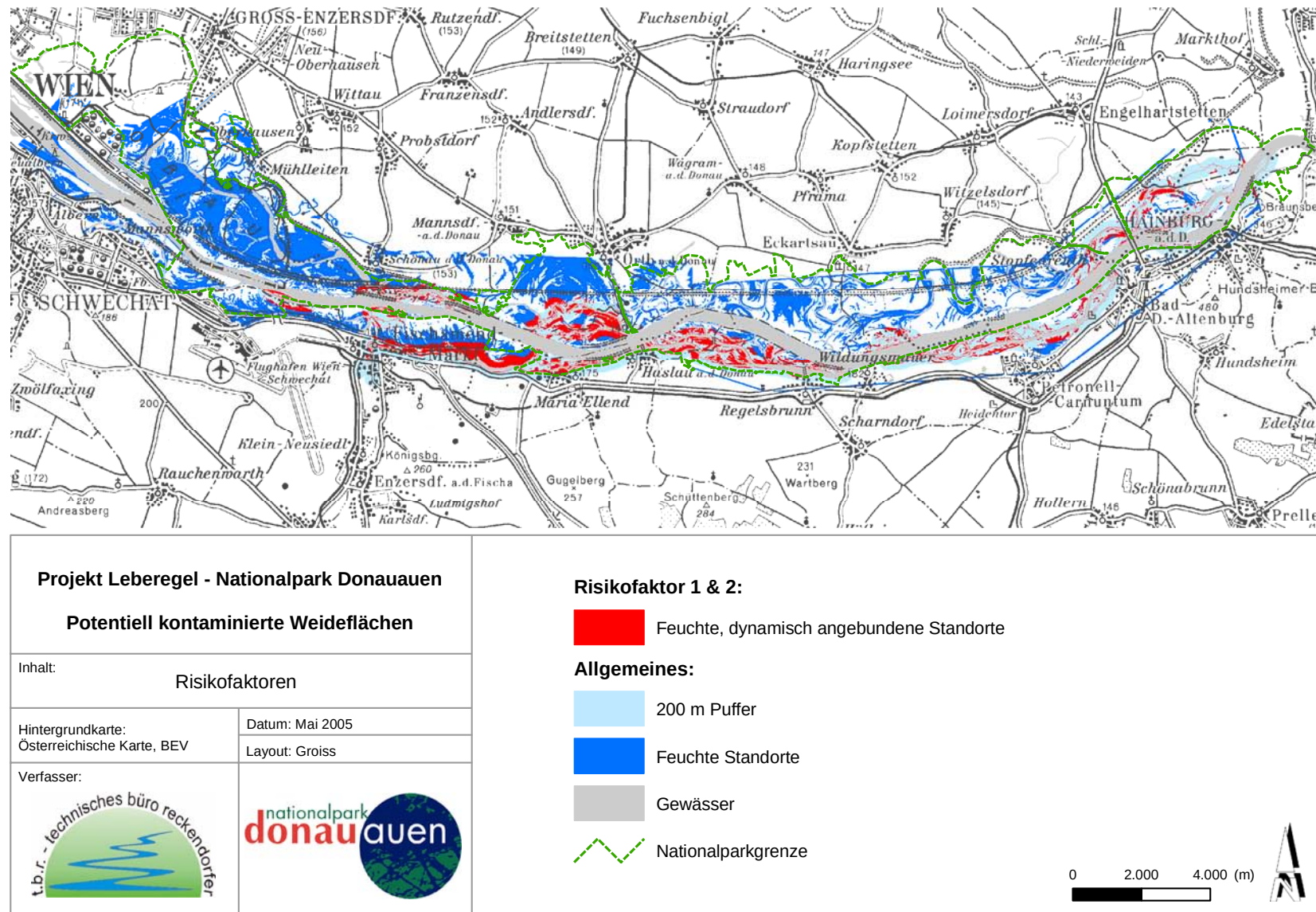


Abb. 8: Kombination von Risikofaktor 1 und 2: Feuchte Standorte im Nahbereich von dynamisch angebondenen Gewässern

7.2.2 Feuchte Wiesen

Nachfolgend werden feuchte Standorte mit Wiesenflächen kombiniert. Basierend auf der Biotoptypenkartierung Donau-Auen werden dazu Wiesenflächen ausgewiesen und mit den feuchten Standorten verschnitten. Übrig bleiben feuchte Wiesenflächen (Abb. 9).

Die Analyse zeigt, dass feuchte Wiesen relativ häufig im Gebiet anzutreffen sind. Die Bereiche Haslau und Maria Ellend und Johler Altarm stellen diesbezüglich ungefährliche Gebiete dar.

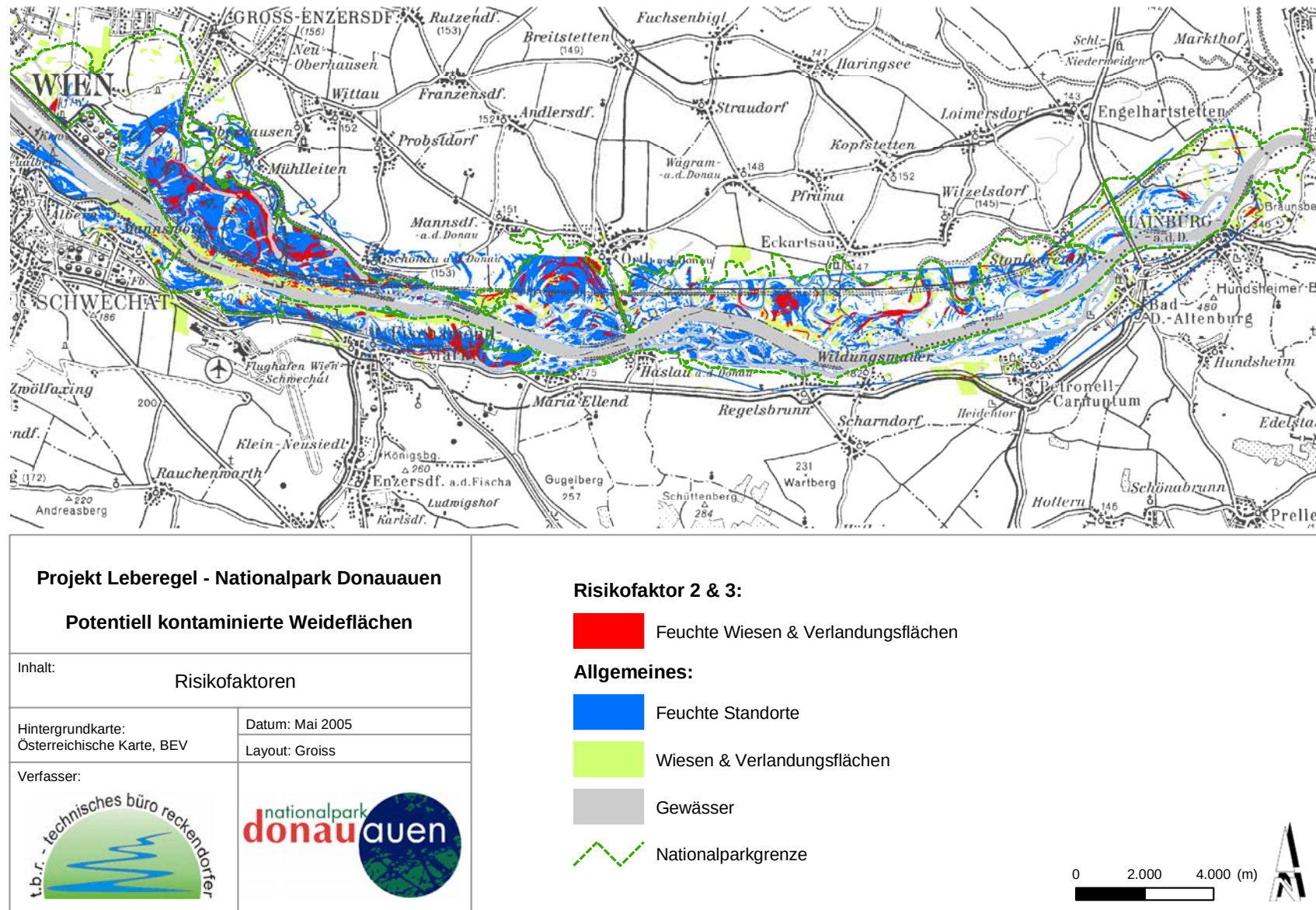


Abb. 9: Kombination von Risikofaktor 2 und 3: Feuchte Wiesen und Verlandungsflächen

7.2.3 Wiesen im Nahbereich von dynamischen Gewässern

In einem weiteren Schritt wird der erste Risikofaktor (Nähe zu dynamisch angebundenen Gewässern) mit dem Risikofaktor - Wiesen - kombiniert. Basierend auf der Biotoptypenkartierung werden dazu Wiesenflächen ausgewiesen und mit der Pufferzone verschnitten. Übrig bleiben Wiesen im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern (Abb. 10).

Ein potentiell erhöhtes Infektionsrisiko findet sich vor allem in den Gebieten Beugen Altarm, Fischamend, Fische Mündung, Maria Ellend, Wildungsmauer/Petronell, Mannsdorfer Hagel, Orth, Tiergartenarm, Rosskopfarm, Eckartsau Ost und Röthelstein liegen. Die Obere und Untere Lobau sowie die Bereiche Zainet Hagel, Haslau, Johler Altarm und Eckartsau West stellen diesbezüglich ungefährliche Gebiete dar.

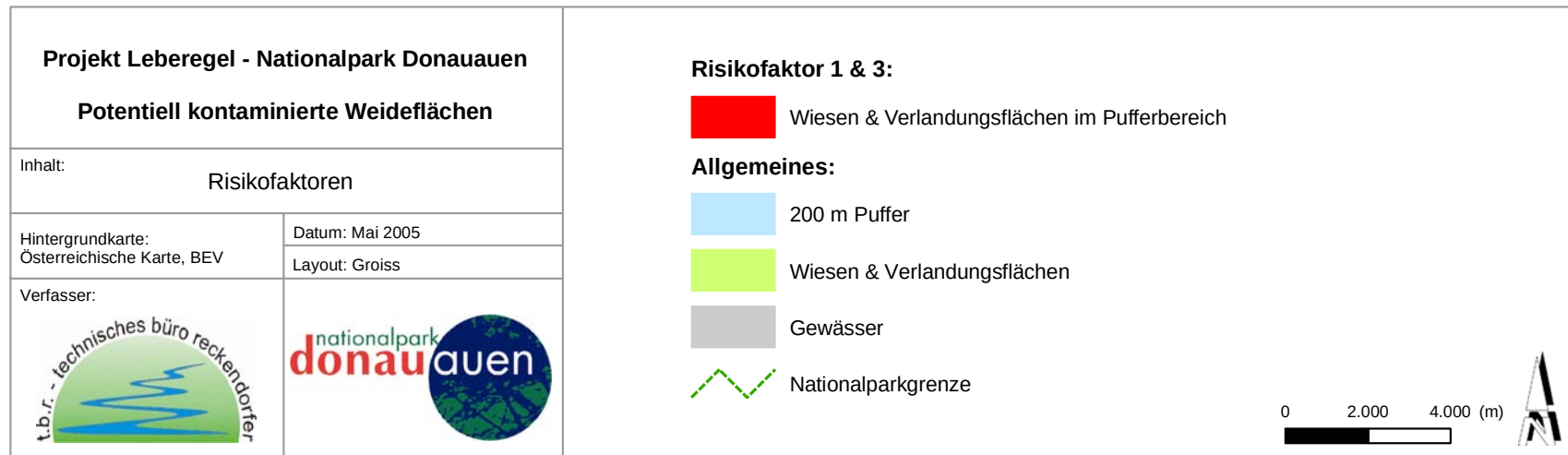
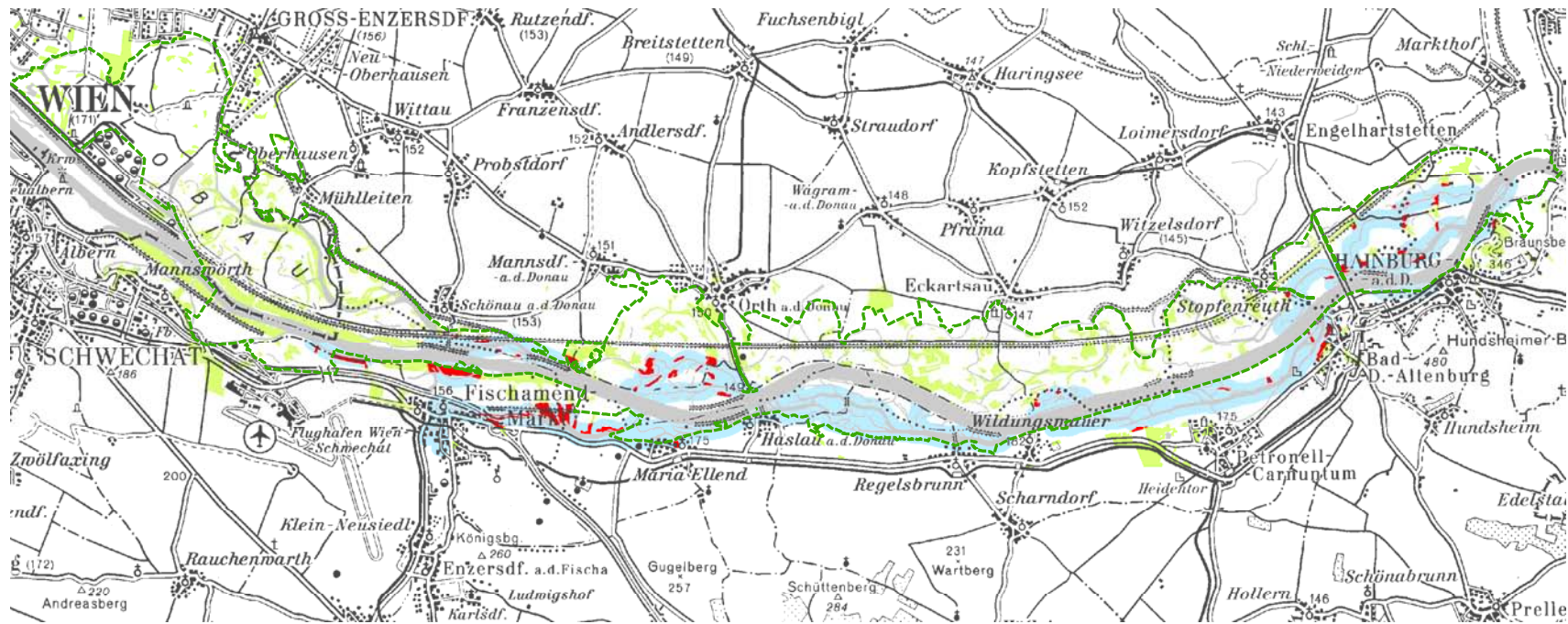


Abb. 10: Kombination von Risikofaktor 1 und 3: Wiesen und Verlandungsflächen im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern

7.3 Verschneidungen von drei Risikofaktoren

7.3.1 Feuchte Wiesen im Nahbereich von dynamischen Gewässern

Im vorletzten Analyseschritt werden drei Risikofaktoren kombiniert. Dazu werden alle Wiesenflächen der Biotoptypenkartierung (siehe Abb. 4) selektiert und wiederum mit den oben genannten Standorten verschnitten. Ausgewiesen werden feuchte Wiesen in der Nähe von dynamisch angebundenen Gewässern (Abb. 11). Es ergibt sich eine Karte, die potentiell hochinfektiöse Weidegründe - ohne Berücksichtigung der Wilddichten - ausweist.

Diese Weidegründe - feuchte Wiesen im Nahbereich von dynamischen Gewässern - findet man vor allem in den Bereichen Beugen Altarm, Fische Mündung, Fischamend, Mannsdorfer Hagel und Orth sowie vereinzelt in den Bereichen Tiergartenarm, Roskopfarm und Wildungsmauer/Petronell.

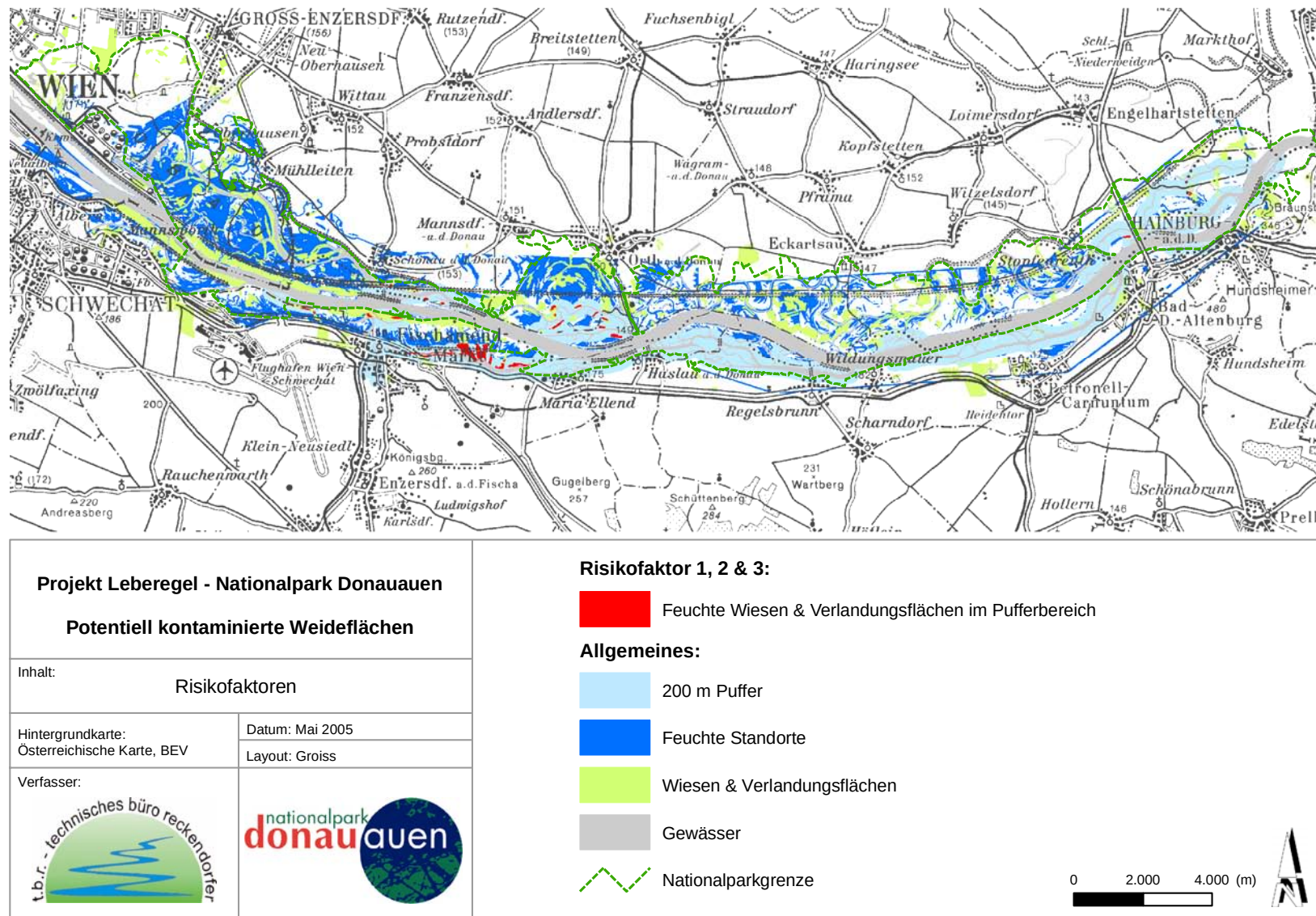


Abb. 11: Kombination von 3 Risikofaktoren: Feuchte Wiesen und Verlandungsflächen im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern

7.4 Verschneidungen aller vier Risikofaktoren

Im letzten Analyseschritt wurden diese Standorte mit den Geodaten zur Wilddichte kombiniert (vgl. Abb. 5). Ausgewiesen werden feuchte Wiesen und Verlandungsflächen im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern mit hohen Rotwilddichten (Abb. 12). Die höchste Rotwilddichte weist die Wildregion Donau Südwest, die niedrigste Rotwilddichte die Wildregion Donau Südost auf. Es bleiben - unter Einbeziehung der Wilddichten - jene Weidegründe übrig, die eine maximale Gefahr der Infestation für Rotwild darstellen. Diese hochinfektiösen Weidegründe befinden sich in den Bereichen Beugen Altarm, Fischamend und Fischa Mündung.

Die Detailkarten (Abb. 13 bis 15) zeigen alle potentiell hochinfektiösen (Zusammentreffen von 3 oder 4 Risikofaktoren) Weidegründe im Untersuchungsgebiet. Größere Flächen befinden sich beim Mannswörther Hagel, in den Orther Auen und in Fischamend.

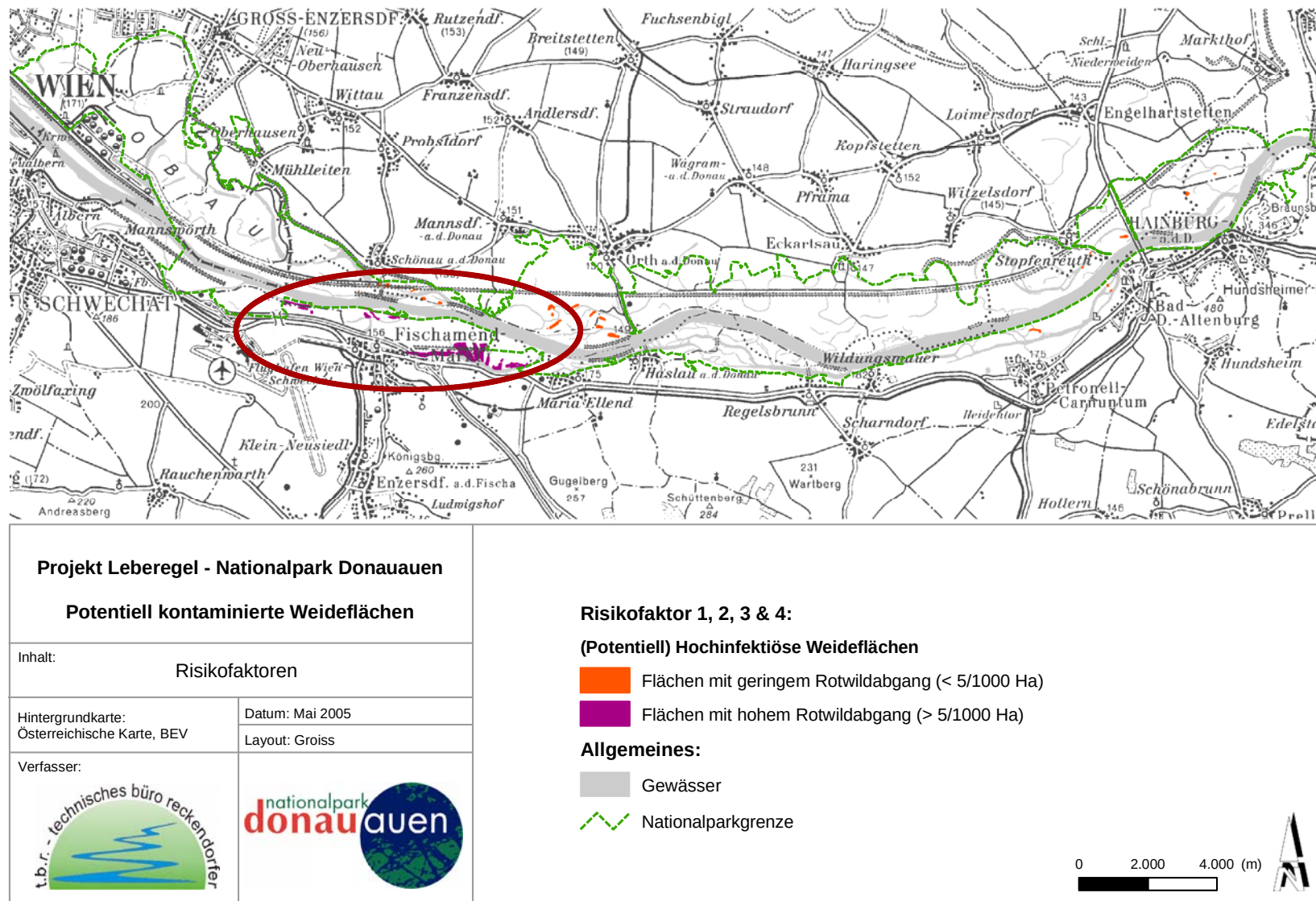


Abb. 12: Kombination aller 4 Risikofaktoren: (Potentiell) Hochinfektiöse Weidegründe unter Berücksichtigung der Wilddichten

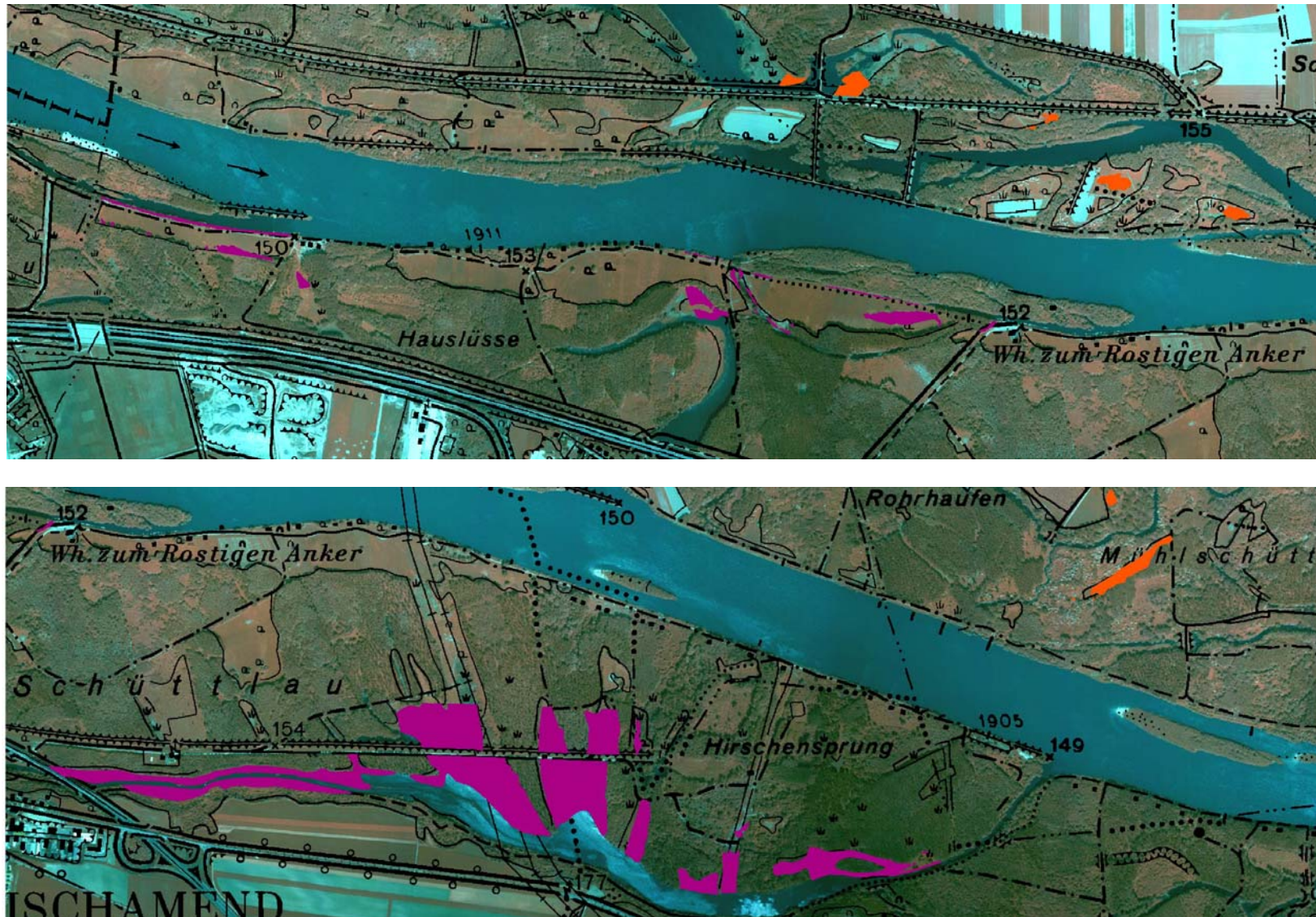


Abb. 13: Detailkarten: (Potentiell) Hochinfektiöse Weideflächen mit hohem (violett) und niedrigem Rotwildabgang (orange) im Bereich Beugen Altarm, Fischamend, Fische Mündung und Mannsdorfer Hagel



Abb. 14: Detailkarte: (Potentiell) Hochinfektiöse Weideflächen mit niedrigem Rotwildabgang (orange) im Bereich Orth a.d. Donau

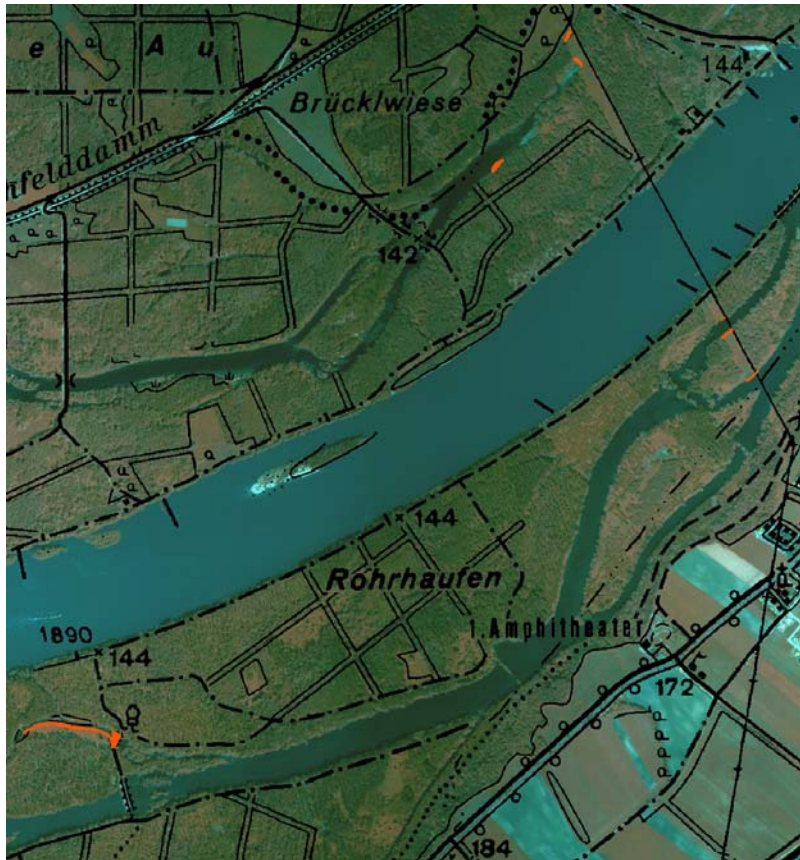


Abb. 15: Detailkarten: (Potentiell) Hochinfektiöse Weideflächen mit niedrigem Rotwildabgang (orange) in den Bereichen Petronell und Stopfenreuther Au

8 Diskussion

Das Ergebnis der vorliegenden Studie zeigt das höchste Infektionsrisiko für den Bereich Fischamend. In diesem Bereich fallen alle vier Risikofaktoren zusammen. Auch wurde hier das erste Auftreten des Amerikanischen Riesenleberegels *Fascioloides magna* in den Donau-Auen östlich von Wien beobachtet (WINKELMAYER & PROSL 2001). Im Vergleich zum restlichen Nationalpark war hier sowohl die höchste Befallsintensität in Hirschlebern festzustellen als auch die größte Anzahl an Kotproben mit positivem Nachweis von Parasiteneiern (URSPRUNG 2002).

Ein hohes Infektionsrisiko scheint auch für den Bereich Orth gegeben zu sein (Abb. 10). Hier liegen mehrere regelmäßig überflutete Wiesen in der Nähe eines dynamischen Seitenarmes der Donau.

Unterstützt wird das vorliegende Ergebnis auch durch eine parallel durchgeführte Untersuchung über Befallsraten der Leberegelschnecke (*Galba truncatula*) bzw. der Zwergschlammschnecke (*Stagnicola sp.*) mit dem Amerikanischen Riesenleberegel. Bis zum 30.4.2005 wurden im NP-Gebiet sowie bei Fischamend und Markthof insgesamt 69 Standorte beprobt. Laut Zwischenbericht wurde die Leberegelschnecke *Galba truncatula* an 27 von 69 untersuchten Standorten in meist großer Dichte gefunden. Alleine an den Standorten um Fischamend und Orth konnten über 4.000 Individuen gesammelt werden. Der einzig gesicherte Nachweis von *Fascioloides magna* fand sich in Fischamend beim Hirschensprung am Nordufer der Fische. Einige Verdachtsfälle müssen noch molekularbiologisch überprüft werden.

9 Vorschläge zu weiteren Untersuchungen und Managementmaßnahmen

Aufbauend auf den Ergebnissen der vorliegenden Studie ergibt sich eine Reihe von empfehlenswerten Managementmaßnahmen.

Zunächst zeigen die Daten, dass Wilddichten möglichst nicht künstlich erhöht werden sollten. Eine „natürliche“ Wilddichte senkt das Befallsrisiko erheblich. Deutlich wird dies dadurch, dass nur in Bereichen mit hohen Wilddichten auch ein signifikanter Befall festzustellen ist, obwohl auch anderswo im Untersuchungsgebiet mehrere Risikofaktoren zusammentreffen.

Eine weitere Erfolg versprechende Managementmaßnahme ist das Auflassen und die Verlegung bestehender Fütterungen in Gebieten mit erhöhtem Infektionsrisiko (Lenkungsmaßnahme).

Eine andere sinnvolle Managementmaßnahme ist auch die Mobilität des Wildes möglichst gering zu halten. Dadurch wird die Verbreitung des Parasiten erschwert.

Eine Anpassung der Ergebnisse an die neuen Rahmenbedingungen sollte nach Vorliegen der Planungen zum Flussbaulichen Gesamtprojekts östlich von Wien (FBGP) erfolgen. Im Rahmen des FBGP sind diverse Gewässervernetzungsmaßnahmen geplant. Diese flussbaulichen Maßnahmen haben Auswirkungen auf das Infektionsrisiko für Rotwild. Um das geänderte Gefährdungspotential abschätzen zu können, ist es notwendig die Ausweisung von Habitaten mit potentiell erhöhtem Infektionsrisiko den neuen Durchströmungshäufigkeiten von Augewässern anzupassen. In diesen und anderen Risikolebensräumen ist eine weitere Beprobung der Schnecken empfehlenswert.

Sinnvoll wären auch Untersuchungen in anderen Gewässersystemen, die in der Nähe von bekannten Infektionsherden liegen (z.B. March). Hier könnte durch die Ausweisung von Habitaten mit potentiell erhöhtem Infektionsrisiko und darauf aufbauende Lenkungsmaßnahmen schon im Vorfeld das Risiko von Infektionen minimiert werden.

10 Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Risikofaktor 1: 200 Meter Puffer um dynamische Gewässer	12
Abb. 2: Höhenmodell: Überflutungshäufigkeit	14
Abb. 3: Risikofaktor 2: Feuchte Standorte	15
Abb. 4: Risikofaktor 3: Wiesen und Verlandungsflächen	17
Abb. 5: Risikofaktor 4: Wildregionen mit Rotwildabgängen	19
Abb. 6: Risikofaktor 4: Rotwildabschüsse im Nationalpark	20
Abb. 7: Risikofaktor 4: Rotwildabschüsse im Nationalpark und Wildregionen mit Rotwildabgängen	21
Abb. 8: Kombination von Risikofaktor 1 und 2: Feuchte Standorte im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern	23
Abb. 9: Kombination von Risikofaktor 2 und 3: Feuchte Wiesen und Verlandungsflächen	25
Abb. 10: Kombination von Risikofaktor 1 und 3: Wiesen und Verlandungsflächen im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern	27
Abb. 11: Kombination von 3 Risikofaktoren: Feuchte Wiesen und Verlandungsflächen im Nahbereich von dynamisch angebundenen Gewässern	29
Abb. 12: Kombination aller 4 Risikofaktoren: (Potentiell) Hochinfektiöse Weidegründe unter Berücksichtigung der Wilddichten	31
Abb. 13: Detailkarten: (Potentiell) Hochinfektiöse Weideflächen mit hohem (violett) und niedrigem Rotwildabgang (orange) im Bereich Beugen Altarm, Fischamend, Fische Mündung und Mannsdorfer Hagel	32
Abb. 14: Detailkarte: (Potentiell) Hochinfektiöse Weideflächen mit niedrigem Rotwildabgang (orange) im Bereich Orth a.d. Donau	33
Abb. 15: Detailkarten: (Potentiell) Hochinfektiöse Weideflächen mit niedrigem Rotwildabgang (orange) in den Bereichen Petronell und Stopfenreuther Au	34

11 Literatur

- BILL R. & D. FRITSCH 1994: Grundlagen der Geoinformationssysteme. Band 1: Hardware, Software und Daten. Herbert Wichmann Verlag, Heidelberg.
- DOGAN-BACHER, H., BURGER, H., ROTTER, D., SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Biototypenkartierung im Nationalpark Donau-Auen aus Farbinfrarotbildern. AGIT'99. S. 140-147.
- ERHARDOVA, B. 1961: *Fascioloides magna* in Europe. Helminthologia 3, 91-106.
- ERHARDOVA-KOTRLÁ B. 1971: The occurrence of *Fascioloides magna* (BASSI 1875) in Czechoslovakia. Academia, Czech. Academy of Sciences, Prag.

- GLÖER P. & C. MEIER-BROOK 1998: Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. 12. erw. Aufl. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- MAJOROS G. & V. SZTOJKOV 1994: Apperance of the American liver fluke *Fascioloides magna* (Bassi, 1875) (Trematoda: Fasciolata) in Hungary. *Parasitologia-Hungarica* 27.
- MARINCULIĆ A., DZAKULA N. JANICKI Z. HARDY Z., LUČINGER S., ŽIVIČNJAK T. 2002: Appearance of American liver fluke (*Fascioloides magna*, Bassi, 1875) in Croatia - a case report. *Vetrenarski Arhiv* 72 (6), 319-325.
- PFEIFFER H. 1983: *Fascioloides magna*: Erster Fund in Österreich Wiener tierärztliche Monatschrift 70(5): 168-170.
- RECKENDORFER W. 2000: Das Makrozoobenthos in den Orther Donau-Auen. Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donau-Auen. LIFE98NAT/A/005422.
- RECKENDORFER W. & K. SCHAEFER 2003: Ökologische Grundlagen für das Vorkommen des Amerikanischen Riesenleberegels in den Donau-Auen östlich von Wien Habitatcharakterisierung des Zwischenwirtes (*Galba truncatula*). (= nicht publizierte Voruntersuchung).
- REIMOSER, F. et al. (2001): Wildökologische Raumplanung „Nationalpark Donau-Auen“. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie. Veterinärmedizinische Universität, Wien.
- REIMOSER, F. & S. REIMOSER (2004): Wildtierökologisches Monitoring im Nationalpark Donau-Auen. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie. Veterinärmedizinische Universität, Wien.
- SATTMANN H. & C. HÖRWEIG 2005: Untersuchung zur Messung der Befallsrate der Zwergschlamm- oder auch Leberegelschnecke *Galba truncatula* mit dem Amerikanischen Riesenleberegel *Fascioloides magna* im Nationalpark Donau-Auen. Zwischenbericht – Stand Ende April 2005.
- SCHIERER F. & W. RECKENDORFER (Herausgeber) 2000: Das Donau Restaurierungsprojekt – Gewässervernetzung Regelsbrunn. Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft, Band 31.

-
- URSPRUNG J. 2002: Der Amerikanische Riesenleberegel (*Fascioloides magna*) in Österreich - Ergebnisse der laufenden Untersuchungen. Symposium. Erforschung und Bekämpfung des Amerikanischen Riesenleberegels (*Fascioloides magna*). Niederösterreichischer Landesjagdverband.
- WINKELMAYER R. & H. PROSL 2001: Riesenleberegel – jetzt auch bei uns? Weidwerk 3: 42-44.
- ZANDER C.D. 1998: Parasit-Wirt-Beziehungen. Einführung in die ökologische Parasitologie. Springer, Berlin.