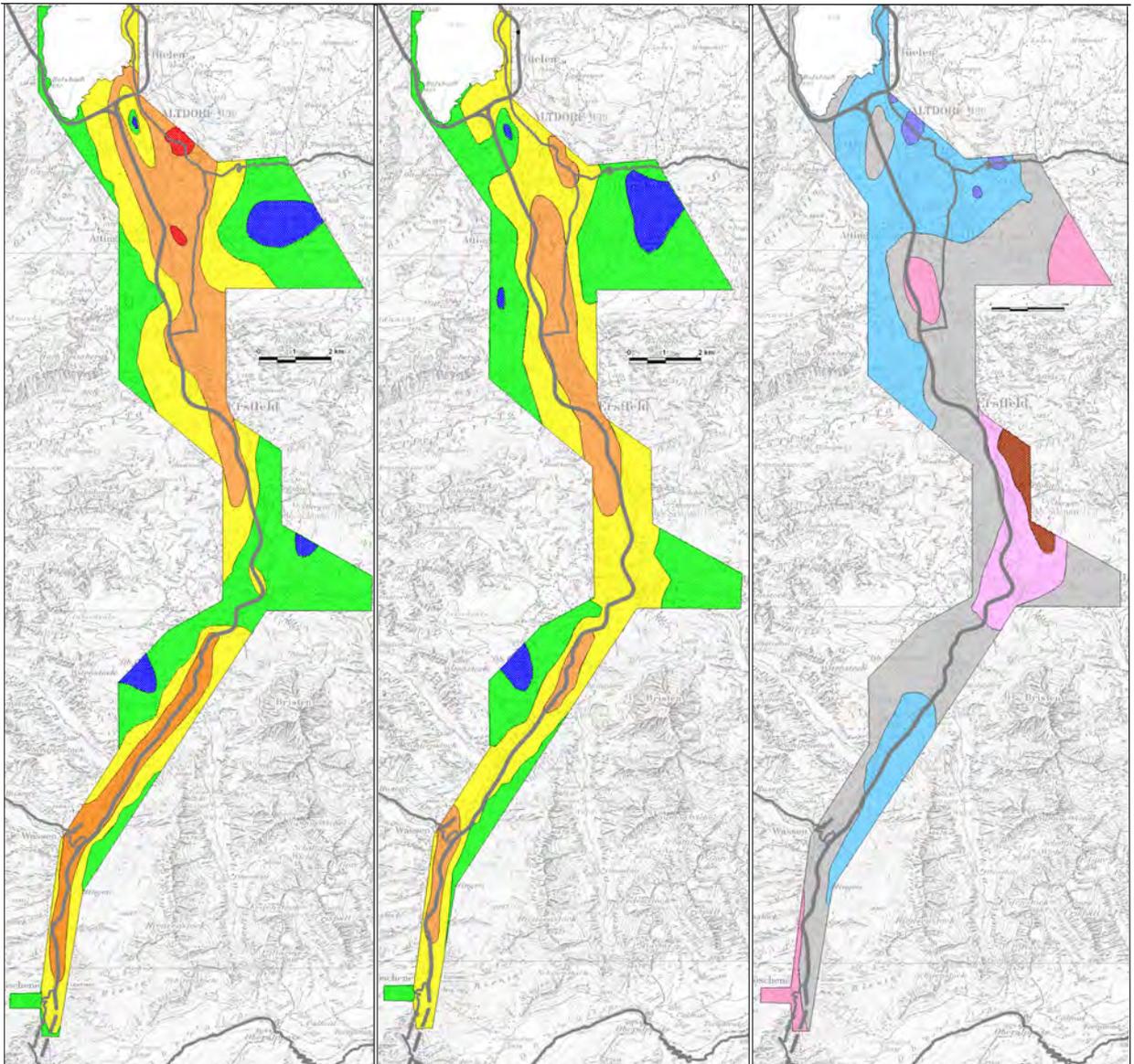


Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Uri von 2008/09 und 2018/19

Erste Erfolgskontrolle nach zehn Jahren



Ergebnisbericht - 15. Februar 2021

IMPRESSUM

Herausgeber

Amt für Umweltschutz
Klausenstrasse 4,
6460 Altdorf
Telefon: +41 41 875 24 30
E-Mail: afu@ur.ch
www.ur.afu/ch

Projekt-Bearbeitung

AGB

Dr. Rolf Herzig
AGB, Arbeitsgemeinschaft für Bioindikation,
Umweltbeobachtung und ökologische Planung
Quartiergasse 12, 3013 Bern
Tel. 031 332 66 29, Mobil 079 218 40 71
E-Mail: rolf.herzig.agb@bluewin.ch

in Zusammenarbeit mit:

Nora Richen und Dr. Martin Urech
puls Umweltberatung, Bern

PD Dr. Christian Schindler
Swiss TPH, Basel

Silvia Luginbühl, Lektorat

Begleitung AFU
Niklas Joos-Widmer

Bezugsquelle: Herausgeber

Bern und Altdorf, 15.2.2021

Bildlegende Titelblatt

*Entwicklung der Luftgesamtbelastung (IAP18) von 2008/09 bis 2018/19
mit Differenzkarte (rechts)*

Kartengrundlage: LT-100 Blätter 37-gr-3080 und LT-38-gr-3080 Kt. Uri

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	5
1. Einleitung und Ausgangslage	9
2. Wiederholung der Flechtenkartierung im Kanton Uri von 2018/19 - Erste Erfolgskontrolle nach zehn Jahren	11
2.1 Untersuchungsgebiete Unteres und Oberes Urner Reusstal mit Aussengebieten	12
2.2 Zielsetzungen der Flechtenkartierung	13
2.3 Datenauswertung	14
3. Schadstoffspezifische Belastungskarten von 2008/09, 2018/19 und Differenzkarten.....	17
3.1 Primärschadstoffbelastung mit PS-Flechten-Index.....	18
3.1.1 Historische Primärschadstoffbelastung von 2008/09.....	18
3.1.2 Aktuelle Primärschadstoffbelastung von 2018/19	19
3.1.3 Veränderung der Primärschadstoffbelastung	22
3.2 Ammoniakbelastung mit NH ₃ -Flechten-Index	25
3.2.1 Historische Ammoniakbelastung von 2008/09	25
3.2.2 Aktuelle Ammoniakbelastung von 2018/19	26
3.2.3 Veränderung der Ammoniakbelastung	27
3.3 Ozonbelastung mit AOT40f-Flechten-Index	32
3.3.1 Historische Ozonbelastung von 2008/09.....	32
3.3.2 Aktuelle Ozonbelastung von 2018/19	33
3.3.3 Veränderung der Ozonbelastung	36
3.4 Luftgesamtbelastung mit IAP ₁₈	39
3.4.1 Historische Luftgesamtbelastung von 2008/09	39
3.4.2 Aktuelle Luftgesamtbelastung von 2018/19	42
3.4.3 Veränderung der Luftgesamtbelastung	45
4. Vergleich der schadstoffspezifischen Luftgütekarten mit Flechten mit der Immissions- und Verkehrsentwicklung.....	49
4.1 Vergleich der Belastungskarten.....	50
4.1.1 Modellierete Immissionsbelastung.....	50
4.1.2 Vergleich von modellierter mit gemessener Immissionsbelastung.....	52
4.1.3 Schadstoffspezifische Immissionsbelastung mittels Flechten-Index.....	53

	Seite
4.2	Belastungstrends der tatsächlich gemessenen Luft-Immissionen im Kanton Uri..... 54
4.3	Vergleich der Belastungsänderung der schadstoffspezifischen Immissionsbelastung mittels Flechtenindex mit den Immissionsmessungen und der Verkehrsentwicklung 58
4.3.1	Belastungsänderung der Primärschadstoffbelastung..... 58
4.3.2	Belastungsänderung der Ammoniakbelastung..... 60
5.	Fazit und Ausblick 65
6.	Literaturverzeichnis 69
	ANHANG
7.	Untersuchungsmethoden und weitere Grundlagen 73
7.1	Recalibration and validation of the Swiss lichen bioindication methods for air quality assessment Herzig et al. 2020 ... 74
7.2	Gesamtbelastung der Luft erfasst mittels der kalibrierten Flechtenindikationsmethode..... 91

Zusammenfassung

Im Kanton Uri erfolgte 2018/19 eine erneute Luftqualitätsuntersuchung mit der rekali­brierten Flechtenindikationsmethode. Dabei kam es zu einer Wiederholung der ersten Flechtenkartierung von 2008/09 im Sinne einer ersten lufthygienischen Erfolgskontrolle nach zehn Jahren.

Die Flechtenkartierung erfolgte während der umfangreichen Rekalibration der heute 30-jährigen Flechtenindikationsmethode mit aktuellen modellierten Luftmessdaten. Diese Rekalibration hat sowohl zu einer deutlichen Bestätigung der Flechtenbioindikation als sehr geeignetes Instrument zur grossflächigen Überwachung der Luftqualität als auch zu einer markanten Erweiterung der Aussagemöglichkeiten der Methodik geführt. Mit drei neuen, schadstoffspezifischen Flechtenindikatoren können heute mit denselben Erfassungsdaten der Flechtenvegetation gleichzeitig auch präzise Aussagen zur Belastung mit Primär-Luftschadstoffen (NO₂, PM10 und SO₂), Ammoniak und Ozon gemacht werden. Dies ermöglicht eine wesentlich umfassendere Zustandsdiagnose der aktuellen Luftqualität und deren zeitlichen Entwicklung. Mit den rekali­brierten Flechtenschadstoffmodellen mit den schadstoffspezifischen Luftqualitäts-Indizes haben sich statistisch hochwertige und signifi­kante Korrelationsbeziehungen mit Bestimmtheitsmassen von R² von 0.75 - 0.93 ergeben, welche gesicherte Rückschlüsse auf die herrschende Luftschadstoffbelastung zulassen. Die Ergebnisse der modellierten Schadstoffkarten von NO₂, PM10 und Ozon wurden mit den im Gebiet vorhandenen Immissionsmessungen verifiziert. Es zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den modellierten Ergebnissen, was die Plausibilität der Schadstoffkarten weiter unter­stützt. Diese neuen, schadstoffspezifischen und regionalisierten Flech­ tenschadstoffmodelle und der Luftgesamtbelastungsindex (IAP₁₈) gel­ ten einerseits für die Zentralschweiz, das tiefe Mittelland, für Graubün­ den und das Fürstentum Liechtenstein und andererseits auch für die ganze Schweiz.

Mit der zweiten Flechtenkartierung im Kanton Uri von 2018/19 wurde diese erweiterte Untersuchungsmethodik zum ersten Mal mit aktuellen Felddaten eingesetzt. Die Ergebnisse wurden in entsprechenden Karten für die Primärschadstoff-, Ammoniak- und Ozonbelastung sowie die Luftgesamtbelastung dargestellt und interpretiert und lassen sich fol­gendermassen zusammenfassen:

- Im Kanton Uri zeigt sich mit der erstmals umfassenden Luftqualitäts­analyse mit den neuen schadstoffspezifischen Indikatoren, dass es sich in den Hauptsiedlungsgebieten im Unterland aktuell um einen **kom­plexen Immissionstypus** mit einer sowohl **erhöhten Primärschadstoff­belastung** als auch gebietsweise **sehr deutlich erhöhten Belastung** mit **Ammoniak** und in höheren Lagen auch mit **Ozon** handelt (Zonenfarben violett bis dunkelrot; siehe auch Karten S. 28 bis 37).

- Die **aktuelle Primärschadstoffbelastung** hat sich gegenüber vor zehn Jahren im Unteren Urner Reusstal um bis zu drei Belastungszonen verbessert, und es zeigt sich in 95% der Gebietsflächen eine Verbesserung und in 42% eine sogar starke Verbesserung. Besonders deutlich zeigt sich dies mit der Differenzkarte mit starker bis sehr starker Verbesserung im Grossraum Altdorf zwischen der A2 und der Gotthardstrasse im Gebiet zwischen Altdorf - Flüelen - Bürglen und Schattdorf, aber auch zwischen Erstfeld und Amsteg und an Verkehrsknotenpunkten an der A2 mit ausschliesslich blauen und grauen Veränderungszonen. Letztere finden sich in 5% der Gebiete ohne wesentliche Veränderungen.
- Aktuell zeigt sich für **Ammoniak** in den land- und viehwirtschaftlich intensiv genutzten Tal- und unteren Hanglagen eine deutlich erhöhte Belastung. Dies besonders im Gebiet der A2/A4-Verzweigung zwischen dem Giessenhof und Neuhof und der Bärenmatte, in Teilen von Altdorf und in Erstfeld. Für Ammoniak zeigt die Differenzkarte im Gebiet der A2/A4-Verzweigung und der Bärenmatte einen sehr deutlichen und zwischen Erstfeld und Amsteg sowie Wassen und Göschenen (Staugebiet der A2 vor dem Gotthardportal) einen leichten bis starken Belastungsanstieg, während im vom Schächental bestens durchlüfteten Gebietsstreifen zwischen Bürglen, Schattdorf und Attinghausen eine deutliche Verminderung der Ammoniakbelastung innert der letzten zehn Jahre festzustellen ist.
- Für **Ozon** zeigen sowohl die historischen wie auch aktuellen und differenziellen Belastungswerte mit dem AOT40f-Flechtenindex eine besonders starke Belastung bzw. einen Belastungsanstieg. Im Gegensatz zu den Primärschadstoffen zeigen sich die hohen Ozonbelastungen in den Hang- und Höhenlagen meist abseits von den Emissionsquellen, während Siedlungs-, Industrie- und Gewerbegebiete und besonders Verkehrsgebiete (A2, Hauptstrassen) im Talboden generell tiefe Ozonwerte aufweisen.

Die Differenzkarte der Ozon AOT40f-Belastung zeigt in insgesamt 57% aller untersuchten Gebiete eine Belastungszunahme, während es in 26% der Gebiete zu einer Belastungsabnahme gekommen ist. In 17% aller Gebiete ist keine wesentliche Belastungsänderung festzustellen. Die stärksten Ozonbelastungen und -zunahmen zeigen sich in den westlichen Hang- und Höhegebieten zwischen Iselten und Seedorf und besonders im westlichen Hang- und Höhegebiet zwischen Erstfeld und Amsteg, zwischen Gurtnellen und bis vor Göschenen (häufiges Staugebiet) sowie im Gebiet zwischen Bürglen und Schattdorf mit Haldi und den Schattdorfer Bergen. Geringer ozonbelastet sind der Grossraum Altdorf und Schattdorf und die Gebiete im A2-Zubringer vom Hafen Flüelen bis zur Bärenmatte.

- Die **Luftgesamtbelastung im Kanton Uri** integriert alle diese schadstoffspezifischen Schadwirkungen. Entsprechend der hohen Primärschadstoffbelastung entlang der A2 und der Gotthardstrasse finden sich auch aktuell noch grössere Gebiete mit einer orangen Zone mit hoher Luftgesamtbelastung. Dies besonders im Kerngebiet von Altdorf und in zwei A2-nahen Gebietsstreifen zwischen Attinghausen und Silenen, zwischen Felliboden und Gurtnellen sowie zwischen Wassen und bis vor Göschenen.

Allerdings zeigt die Differenzkarte in 33% der Gebiete einen erfreulichen Abnahmetrend in der Primärschadstoffbelastung der letzten zehn Jahre. Dies besonders im Grossraum Altdorf, wo die rote Zone mit kritischer Gesamtbelastung ganz aus Altdorf verschwunden ist, aber auch im Gebiet zwischen Flüelen, Teilen von Bürglen und Schattorf, Seedorf, Attinghausen und westlich der A2 bis Erstfeld sowie in Sisikon und Andermatt. In 17% bzw. 49% der Gebiete zeigt sich eine Verschlechterung bzw. gar keine Veränderung.

- Die **Langzeitmessreihen von NO₂, PM10 und Ozon** im Gebiet der Luftmessstationen Altdorf-Gartenmatt und Uri-A2 bestätigen die Ergebnisse der Flechtenuntersuchungen und belegen dies mit deutlichen Abnahmetrends in der PM10-Belastung (29-54%) sowie in der NO₂-Belastung (24-26%), je für die zweijährigen Mittelwerte von 2008/09 und 2018/19. Für die 24 vergleichbaren NO₂-Passivsammlerstandorte ergibt sich in derselben Zeitperiode eine mittlere Belastungsabnahme von 18.7%. Die je stärksten Belastungsminderungen von 30% zeigen sich an den Standorten Altdorf von Roll-Haus und Kapuziner Kloster und Amsteg Grund. Demgegenüber haben sich die Jahresmittelwerte der **Ozonbelastung** an beiden Fixmessstandorten seit 2011 deutlich erhöht, in der Vergleichsperiode 2008/09 bis 2018/19 allein um 20-26%. Noch stärker zugenommen hat die sommerliche Ozondosis AOT40f mit 62-98%, am stärksten an der Fixstation Uri-A2, wo sich die Belastung fast verdoppelt hat. Moderat abgenommen haben hingegen die Belastungsspitzen von Ozon, nämlich die 98%-Perzentile von 5.6-10.2% und die maximalen Stundenmittel von 8.4-11.5%.

Die drei einzigen **Passivsammlerstandorte für Ammoniak** im Gebiet Dimmerschachen und Pfaffenmatt zeigten von 2011-14 eine leicht sinkende Tendenz in der NH₃-Belastung, jedoch hat sich diese seit 2016 eher wieder erhöht. Im Gebiet der starken bioindikativen NH₃-Belastungen gibt es bisher noch keine Passivsammlermessungen.

- Verfeinerte Analysen zeigen eine **gute Korrelation zwischen den Zonen verminderter Primärschadstoffbelastung (blau) und der prozentualen Abnahme der NO₂- und PM10-Belastung** an den Fix- und PS-Standorten seit 2008/09. Diese wird zusätzlich unterstützt durch entsprechende Abnahmen der PM10-Belastung an beiden Fixmessstandorten Altdorf Gartenmatt und Uri-N2. Diese positiven Belastungsminderungen in der Primärschadstoffbelastung werden, nebst Beiträgen der Gebäudedämmung und LowNox-Feuerungstechnik, auch gestützt durch Verbesserungen in der Motoren- und Abgastechnik moderner Fahrzeuge sowie von Veränderungen in der Verkehrsentwicklung und im Verkehrsmix (Abb. 25).

- Mit der **Differenzkarte des Ammoniak-Flechtenindex** zeigen sich erhöhte Ammoniakbelastungen im Autobahnkreuz Seedorf und in Altdorf, im Gebietsstreifen von Erstfeld bis Amsteg sowie im Gebiet zwischen Wassen und Göschenen, letzteres mit häufigen Staus der A2 vor dem Gotthardportal. Mit der bisher bekannten Hauptquelle Landwirtschaft (bes. Nutztierbestände) können diese erhöhten Ammoniakbelastungen zwischen Wassen und Göschenen allerdings nicht plausibel erklärt werden. Aufgrund der besonderen Lage dieser Gebiete entlang der Hauptverkehrsachsen sind bei der Ursachenanalyse dieser Belastungserhöhungen von Ammoniak **Hinweise auf eine mögliche Beteiligung des Motorfahrzeugverkehrs** aufgekommen.

So emittieren auch moderne benzin- und dieselbetriebene Fahrzeuge mit Dreiweg- und SRC-Katalysatoren besonders auch im Kaltstart oder im Stau nebst ihrer effizienten Reduktion von CO, NO_x und HC zu CO₂ und H₂O immer auch Spuren von Ammoniak und anderen Reaktionsgasen.

Zusammen mit den Ergebnissen der Literaturrecherche zur on-road-Emission von Ammoniak (Kapitel 4.3.2) und der Verkehrsentwicklung auf der Alpentransitroute mit der bioindikativen Differenzkarte zur Belastungsveränderung von Ammoniak in den letzten zehn Jahren verdichtet sich somit die Hypothese, dass auch der Motorfahrzeugverkehr zumindest gebietsweise zu der festgestellten erhöhten Ammoniakbelastung beiträgt. Besonders relevant erscheint diese These im Gebiet zwischen Wassen und Göschenen, welches bekannt ist für sehr häufige und anhaltende Staulagen vor dem Gotthardportal. In diesem Gebiet zeigt die Differenzkarte Ammoniak (Abb. 24) eine leichte und für die Autobahnzufahrt Wassen sogar eine starke Verschlechterung in der Ammoniakbelastung seit der Erstuntersuchung vor zehn Jahren. Belastungszunahmen aus der bisher bekannten Hauptquelle Landwirtschaft (bes. Nutztierbestand) sind wenig plausibel. Die Emissionsbilanz und der Emissionskataster Uri weisen 2015 für Ammoniak und das ganze Kantonsgebiet einen Verkehrsanteil von 4.3% und für die Land- und Forstwirtschaft von 95.2% aus. Diese Anteile können allerdings gebietsweise sehr stark variieren.

- Die Analyse der **Verkehrsentwicklung auf der Alpentransitachse** seit der Flechten-Erstuntersuchung vor zehn Jahren zeigt, dass an der Messstelle Gotthard-Tunnel A2 und Erstfeld Süd A2 der schwere Güterverkehr um 19.8 und 19.9% abgenommen hat, gleichzeitig haben aber der leichte Güterverkehr (vorwiegend Benzinfahrzeuge) um 26-37.2% und der Busverkehr (Dieselfahrzeuge) um 13.6% zugenommen. Der Busverkehr macht allerdings nur etwa 1% der Gesamtverkehrsmenge aus. Um 7.7-12.3% erhöht haben sich auch der Anteil der PWs und Motorräder.

Relativer Trend der Verkehrsentwicklung zwischen 2008-11* und 2018 [%] - Basis: Swiss10 Daten - DTV & Jahresfrequenzen AB								
Messstelle	Seelisberg-tunnel A2	Erstfeld Süd A2	Gotthard-tunnel A2	Flüelen A2 Zufahrt	Flüelen Gotthardstrasse	Altdorf Gotthardstrasse	Schattdorf Gotthardstrasse	Schattdorf Umfahrung
Zähler	156	195	150	690	595	385	389	388
DTV	+ 5.1%	+ 9.9%	+ 6%	+ 7.4%	+ 1.6%	-8.7%	-5.2%	+24%
PW + MR	+ 3.0%	+ 12.3%	+ 7.7%	+ 5.8%	+4.7%	-8.9%	-6.7%	+22%
Leichter Güterverkehr	+ 45%	+ 26%	+ 37.4%	+24.3%	-26.0%	+ 9.5%	-16.6%	+48.2%
Schwerer Güterverkehr	-14.3%	-19.9%	-19.8%	+14%	-15.4%	-27.9%	-10.0%	+35.5%
Bus	+11%	+8.6%	+13.6%	+38.2%	+1.7%	-32.1%	+34.2%	+12%
Erstmessung ab	2008	2008	2008	2013	2011	2010	2011	2010

Diese Veränderungen im qualitativen und quantitativen Verkehrsmix mit einer deutlich geringeren Anzahl schwerer Güterfahrzeuge und einer sehr deutlich erhöhten Anzahl von meist benzinbetriebenen leichten Güterfahrzeugen und einem Mehr an PWs und Motorrädern führen auch zu einer Veränderung der Verkehrsimmissionen, welche belastend auf die Baumflechten einwirken.

Die mit der Flechtenbioindikation erstellten Differenzkarten der Primärschadstoff-, Ozon AOT40f-, Ammoniak- und der Luftgesamtbelastung visualisieren auch diese Veränderungen im Verkehrs- und Immissionsmix zwischen 2008 und 2018 je sehr anschaulich.

1. Einleitung und Ausgangslage

Erfolgreiche Rekalibration der 30-jährigen Flechten-Indikationsmethode mit aktuellen Luftmessdaten

Unter der Federführung des ANU GR und der Lufthygienefachstellen der beteiligten Kantone GR, AG, ZG, UR, AR sowie dem Fürstentum Liechtenstein haben Rolf Herzig (AGB), Martin Urech (puls) und Christian Schindler (SwissTPH Basel) in einem mehrjährigen Forschungs- und Entwicklungsprojekt eine Rekalibration der 30-jährigen Flechten-indikationsmethode mit aktuellen technisch gemessenen Luftmessdaten realisiert.

Diese Rekalibration der Flechtenindikationsmethode, welche mit modernsten multivariaten statistischen Methoden realisiert wurde, erbrachte auch für die heute deutlich geringere Luftbelastung einen gesicherten statistischen Zusammenhang zwischen dem Flechtenvorkommen und den modellierten technisch gemessenen Luftmessdaten^{1,2,3}. Die Immissionsdaten wurden von der Firma Meteotest im Auftrag des BAFU modelliert und von diesem verdankenswerterweise für die Rekalibration zur Verfügung gestellt.

In Ergänzung zum bisherigen Luft-Gesamtbelastungsindex (IAP₁₈ und IAP_{BR}, letzterer für Graubünden) stehen neu auch drei nach Schadstoffen differenzierte Flechtenscores und -indizes für die Primärschadstoffe (NO₂, PM10 und SO₂) sowie für NH₃- und Ozon (AOT40) zur Verfügung, welche eine wesentlich feinere Interpretation der Luftbelastung im Untersuchungsgebiet ermöglichen.

Die Primärschadstoff-Flechtenscores (NO₂, PM10 und SO₂) weisen eine hohe statistische Übereinstimmung zwischen der Flechtensatzsetzung und den modellierten NO₂-, PM10- und SO₂-Belastungen auf. Diese Aussage stimmt sowohl für gesamtschweizerische als auch für regionale Flechtenscores.

Etwas weniger genaue Aussagen liessen sich mit den ersten verfügbaren Scores über die Ammoniak- und Ozon-Belastung machen. Nachdem das BAFU jedoch verbesserte Modellierungen für NH₃ und Ozon und auch für die Flechtenbaumkoordinaten ermöglichte, konnte die Qualität der entsprechenden Flechtenschadstoffmodelle für die NH₃- und O₃-Belastung entschieden verbessert werden.

Mit Hilfe der schadstoffspezifischen Flechtenscores sind für die Jahre 2003 bis 2017 neue schadstoffspezifische Immissionskarten für folgende Gebiete erstellt worden: Ausserschwyz, Bern, Limmattal, Uri, Zug, Graubünden und Liechtenstein.

Die schadstoffspezifischen Kartendarstellungen mit dem Primärschadstoff-, dem NH₃- und AOT40-Flechtenindex zeigen eine je hoch plausible Übereinstimmung mit den entsprechenden modellierten Immissionskarten von NO₂, SO₂, PM10, NH₃ und AOT40 sowie dem herkömmlichen IAP₁₈ für die Luftgesamtbelastung.

Wiederholung der Urner Flechtenkartierung von 2008/09 nach zehn Jahren

Im Zuge der Rekalibration der Flechtenindikationsmethode und nach Abschluss der umfangreichen und mehrjährigen Grossbaustellen des AlpTransit Gotthardsbasistunnels in Erstfeld, des Schwerverkehrszentrums SVZ Uri, des Umfahrungstunnels Flüelen sowie dem noch im Ausbau befindlichen Alpenresort Andermatt Swiss Alps ist vom AFU Uri der Wunsch nach einer ersten Wiederholung der Flechtenkartierung von 2008/09 nach zehn Jahren aufgekommen.

Die wiederholte Flechtenkartierung Uri wurde mit der 2020 veröffentlichten Rekalibration durchgeführt³.

Auf die Beschreibung der Methode wird in diesem Bericht verzichtet, und es wird dazu auf die Berichte 1, 2, 3, 4 und 5 sowie auf die Kapitel 7.1 und 7.2 in diesem Bericht verwiesen.

¹ AGB, puls, Swiss TPH, 2018: Rekalibration der Flechtenindikationsmethode: Management Summary, 9 S.

² AGB, puls, SwissTPH (2018b) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode: Methodenbericht. 30.11.2018, 8 pp

³ Herzig R, Schindler Ch, Urech M, Rihm B, Lötscher HP & Thomann G 2020: Recalibration and validation of the Swiss lichen bioindication methods for air quality assessment. Environmental Science and Pollution Research. doi.org/10.1007/s11356-020-09001-x

⁴ Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Uri - Zweite Erfolgskontrolle - Unteres Reusstal - Ersterhebung 2008. Schlussbericht 18. September 2009, Dr. Rolf Herzig, AGB, Bern.

⁵ Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Uri - Gesamtes Urner Reusstal. Ersterhebungen 2008-2010. Schlussbericht 22. März 2011, Dr. Rolf Herzig, AGB, Bern.

2. Wiederholung der Flechtenkartierung im Kanton Uri von 2018/19 - Erste Erfolgskontrolle nach zehn Jahren

Ausgangslage

Nach der erfolgreichen Rekalibration der beiden Flechtenindikationsmethoden mit aktuellen Modelldaten der Luftbelastung ist vom AFU Uri der Wunsch nach einer Wiederholung und zeitlichen Aktualisierung der vor zehn Jahren im Urner Unterland⁴ und Oberland⁵ erstmals durchgeführten Flechtenkartierungen von 2008/10 aufgekommen.

Mit der ersten lufthygienischen Erfolgskontrolle von 2018/19, zehn Jahre nach der Erstuntersuchung, soll mit dem empfindlichen System der Flechtenbioindikation erneut die aktuelle Luftqualität und deren zeitliche Veränderung untersucht werden. Dies besonders auch nach dem Abschluss der mehrjährigen Grossbaustellen Schwerverkehrszentrum SVZ Uri, Gotthard Basistunnel Erstfeld, Umfahrungstunnel Flüelen, und dem sich noch in Ausbau befindlichen Tourismusresorts Andermatt Swiss Alps.

Ebenso soll der aktuelle Belastungseinfluss der Alpentransitautobahn A2 im ganzen Reusstal erneut genau untersucht werden. Dabei kommen auch die schadstoffbezogenen Auswertungen der neuartigen Flechtenscores vergleichend mit der Erstuntersuchung zum Einsatz.

Die dank der Rekalibration stark verbesserte Flechtenbioindikation ermöglicht nebst der ganzheitlichen Immissionserfassung mit dem Gesamtbelastungsindikator IAP18 neu auch differenzierte einzel-schadstoffbezogene Rückschlüsse auf Immissionsbelastung mit Primärschadstoffen, Ozon (AOT40f) und Ammoniak (NH₃).

Wiederholung der Urner Flechtenkartierung von 2018/19 Erste Erfolgskontrolle nach zehn Jahren

Auf der Grundlage der Projektofferten vom 30. Mai 2018 und 4. Oktober 2017 hat das AFU Uri die AGB beauftragt, die ausgewählten Gebiete im Unteren und Oberen Urner Reusstal entlang der A2 zwischen Sisikon und Andermatt mit der neu rekalibrierten Flechtenindikationsmethode erneut zu untersuchen und dabei auch erstmals Auswertungen der neuartigen schadstoffspezifischen Flechtenindices (Primärschadstoffe, Ammoniak- und die Ozonbelastung) für beide Untersuchungen vorzunehmen.

2.1 Untersuchungsgebiete

Untersuchungsgebiet Unteres Urner Reusstal von 2018

Im Urner Unterland wurden 2008 erstmals eine Untersuchungsfläche von 49.5 km² kartiert. Nach zehn Jahren wurde dasselbe Untersuchungsgebiet im Sommer 2018 erneut untersucht. Dazu gehören die Gebiete der Gemeinden Flüelen, Seedorf, Attinghausen, Altdorf, Bürglen, Schattdorf, Erstfeld bis Silenen-Buechholz. Mit dabei sind auch die Höhenggebiete Haldi, die Schattdorfer Berge und das Bocki sowie Sisikon. Letzteres wurde ebenfalls erneut untersucht, damit auch der Entlastungseffekt des neuen Axen-Umfahrungstunnels im Gebiet zwischen Flüelen und Sisikon eruiert werden kann.

Das Untersuchungsgebiet Unteres Reusstal von 2008 umfasst insgesamt 34 Georäume mit insgesamt 169 Trägerbäumen, welche nach zehn Jahren im Sommer 2018 erneut detailliert untersucht wurden.

Zur Anwendung kam die 2018 neu kalibrierte Flechtenindikations-Methode. Diese erlaubt es, aus den Kartierdaten auch die neuartigen schadstoffspezifischen Flechtenscores (Primärschadstoff-, Ozon- und Ammoniakbelastung) zu berechnen und damit entsprechende Verbreitungskarten zu erstellen.

Untersuchungsgebiet Oberes Urner Reusstal von 2019

Im Urner Oberland wurde 2009 erstmals eine Fläche von 26.5 km² kartiert. Auch dieses Untersuchungsgebiet wurde im Sommer 2019 erneut untersucht. Dazu gehören die Gebiete der Gemeinden Silenen, Amsteg, Vorder- und Hinterried, Intschi, Gurtnellen, Wiler, Wassen, Göschenen und Andermatt als Aussengebiet sowie die beiden Höhen-transekte Amsteg - Bristen - Waldiberg und Wiler - Gurtnellen - Obergurtnellen.

Die Wiederholungsuntersuchungen von 2019 erfolgten in denselben 20 Georäumen und an insgesamt 102 Trägerbäumen der Erstunterbuchung von 2009. Mit enthalten ist erneut auch das Dorf Andermatt während den mehrjährigen Bauarbeiten im Alpenresort Swiss Alps.

Gesamtkollektiv der Urner Zweituntersuchung 2018/19

Beide Untersuchungsgebiete in Unteren und Oberen Reusstal im Kanton Uri umfassen insgesamt 271 repräsentative Luftgüteerhebungen in 54 Georäumen. Diese erfolgten mit der 2018 neu kalibrierten Flechtenindikationsmethode mit dem Gesamtbelastungsindikator IAP₁₈.

Die Rekalibration und Weiterentwicklung der Flechtenindikations-Methode mit drei schadstoffspezifischen Indikatoren erlauben erstmals auch gesicherte Rückschlüsse auf die Primärschadstoff-, Ammoniak- und Ozon AOT_{40f}-Belastung. Diese neuartigen Ergebnisse werden im vorliegenden Ergebnisbericht erstmals auch mit Differenzkarten mit einem zehnjährigen Zeitunterschied der Erhebungen dargestellt und interpretiert.

2.2 Zielsetzungen der Flechtenkartierung

Basierend auf den feinaufgelösten Luftgütererhebungen der beiden Untersuchungsgebiete im Urner Unter- und Oberland von 2008/09 und der ersten Wiederholung von 2018/19 mit den nach Schadstoffen differenzierten Auswertungen wurden die folgenden Ergebnisse erarbeitet.

Es sind dies:

- Karten der erstmaligen und aktuellen sowie der differenziellen Primärschadstoffbelastung. Diese visualisieren sowohl die historische Belastung von 2008/09 wie auch aktuelle und differenzielle NO_2 -, PM_{10} - und SO_2 -Belastung aufgrund von schadstoffspezifischen Flechtenarten des Primärschadstoff-Flechtenscores (PS-FI). Die Differenzkarte zeigt den zeitlichen Belastungsunterschied zwischen der Erstuntersuchung von 2008/09 und der Erfolgskontrolle von 2018/19 auf.
- Karten der erstmaligen und aktuellen sowie differenziellen Ozonbelastung (AOT40f). Diese zeigt die AOT40f-Belastung aufgrund von schadstoffspezifischen Flechtenarten des AOT40f-Flechtenscores (AOT-FI).
- Karten der erstmaligen und aktuellen sowie differenziellen Ammoniakbelastung (NH_3 -FI). Diese visualisieren sowohl die historische NH_3 -Belastung von 2008/09 wie auch die aktuelle und differenzielle Belastung aufgrund von schadstoffspezifischen Flechtenarten NH_3 -Flechtenscores (NH_3 -FI).
Weil zum Offertzeitpunkt die Modellgüte der damaligen Flechtenschadstoffmodelle für NH_3 noch zu wenig aussagekräftig waren, konnte damals auch keine Differenzkarte für Ammoniak angeboten werden.
Dank bedeutenden Qualitätsverbesserungen in der NH_3 -Modellierung von Meteotest konnten mit entsprechend aktualisierten NH_3 -Daten unserer Flechtenbaumstandorte schliesslich sehr aussagekräftige NH_3 -Flechtenschadstoffmodelle ($R^2_{\text{adj}} = 0.71$, Zentralschweizer Modell) entwickelt werden, welche jetzt auch die Erstellung von Differenzkarten ermöglichen.
- Karten der erstmaligen und aktuellen sowie differenziellen Luftgesamtbelastung. Diese veranschaulichen die aktuelle Situation und die zeitliche Veränderung der Luftgesamtbelastung (IAP18) im Urner Reusstal. Diese Karten sind direkt vergleichbar mit Studien in anderen Regionen.
- Vergleiche mit Immissions- und Verkehrsmessungen. Der Vergleich der aktuellen schadstoffspezifischen Luftqualität mit aktuellen und früheren Immissions- und Verkehrserhebungen erlaubt es, die Ursachen der Luftqualitätsunterschiede im Untersuchungsgebiet besser zu begründen.

Aufgrund der neuen, trennscharfen und schadstoffspezifischen Primärschadstoff-, AOT40f- und NH₃-Flechtenscores erübrigen sich die früheren, wenig spezifischen Auswertungen zum Acido- und Nitroindex vollständig.

All diese Ergebnisse bilden auch weiterhin eine ausgezeichnete Basis für nächste Erfolgskontrollen zur Wirksamkeit der getroffenen lufthygienischen Sanierungsmassnahmen sowie für die Ausrichtung der künftigen Luftreinhaltung im Kanton Uri.

2.3 Datenauswertung

Die Auswertungen basieren auf den repräsentativen Flechtendaten von 2018/19, welche an 271 Bäumen im Kanton Uri neu erhoben wurden.

Wie bei den damaligen Auswertungen der Erstuntersuchung werden die Flechtenwerte der einzelnen Bäume in Gruppen von in der Regel fünf Bäumen zu einem Mittelwert verrechnet. Die Baumgruppen wurden innerhalb von geographisch einheitlichen Räumen, sogenannten Georäumen, gebildet. Durch die ähnlichen geographischen Bedingungen innerhalb eines Georaums darf dort mit derselben Wirkung der Gesamtluftbelastung sowie der Einzelstoffbelastung auf die Flechten gerechnet werden. Für die untersuchten Gebiete ergaben sich 54 Georäume. Neu gegenüber den früheren Auswertungen ist die erweiterte Berechnung der Flechtenwerte.

Zusätzlich zur Berechnung der Luftgesamtbelastungswerte IAP₁₈ werden neu auch die drei schadstoffspezifischen Flechten-Indizes berechnet:

- Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI),
- Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI) und
- Ozon-Flechtenindex (AOT40f-FI)

Zur Berechnung dieser schadstoffspezifischen Flechtenindizes wurden die regionalisierten Zentralschweizer Flechten-Schadstoffmodelle verwendet, welche für die Zentralschweizer Kantone die besten Ergebnisse liefern.

Die statistisch hochsignifikanten multivariaten Zentralschweizer Regressionsmodelle weisen die folgende Modellgüten für die adjustierten Bestimmtheitsmasse R^2_{adj} . (*) der multivariaten Regressionsanalysen auf:

- Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI): $R^2_{adj} = 0.87$
- Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI): $R^2_{adj} = 0.71$
- Ozon-Flechtenindex (AOT40f-FI): $R^2_{adj} = 0.70$

Weitere Details dazu finden sich in der Fachpublikation im Kapitel 7.1.

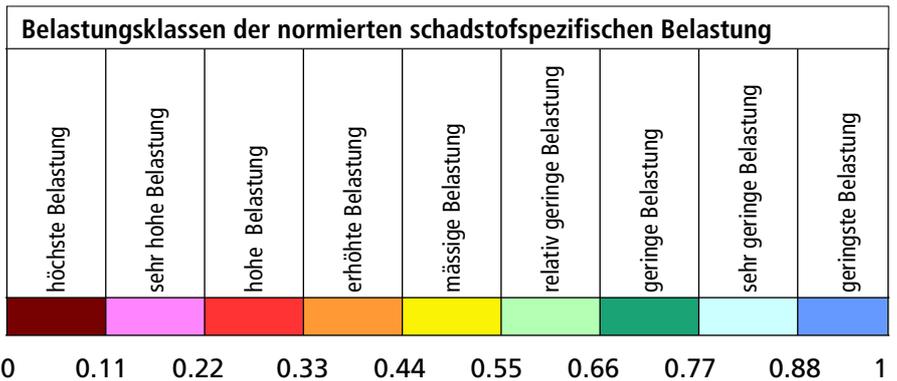
**) adjustiertes Bestimmtheitsmass R^2_{adj} .: Das adjustierte oder bereinigte Bestimmtheitsmass R^2 ist unabhängig von der Anzahl der Variablen und bezeichnet die statistische Güte einer Regressionsbeziehung. Wir bevorzugen das aussagekräftigere R^2_{adj} ., weil das nicht korrigierte R^2 die Eigenschaft hat, dass es umso grösser wird, je größer die Zahl der unabhängigen Variablen ist und die Gefahr einer Überanpassung im Regressionsmodell besteht.*

Zonierung der schadstoffspezifischen Belastungskarten

Diese neuartigen Flechtenindizes unterscheiden sich in der schadstoffspezifischen Gewichtung der einzelnen Flechtenarten und sind für den jeweiligen Schadstoff kalibriert (siehe Kapitel 1).

Zudem sind diese Flechtenindexwerte so normiert, dass Werte zwischen 0 und 1 resultieren. Wie beim IAP18 repräsentieren tiefe Werte eine hohe und hohe Werte eine geringe Belastung. Dieser Wertebereich wird in den Karten durch neun Zonen mit identischer Zonenbreite von 0.11 dargestellt (Tab. 1).

Tab. 1 Normierte Zonierung in neun Belastungsstufen für die schadstoffspezifischen Flechten-Indizes.
 - Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI),
 - Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI) und
 - Ozon AOT40f-Flechtenindex (AOT40f-FI)



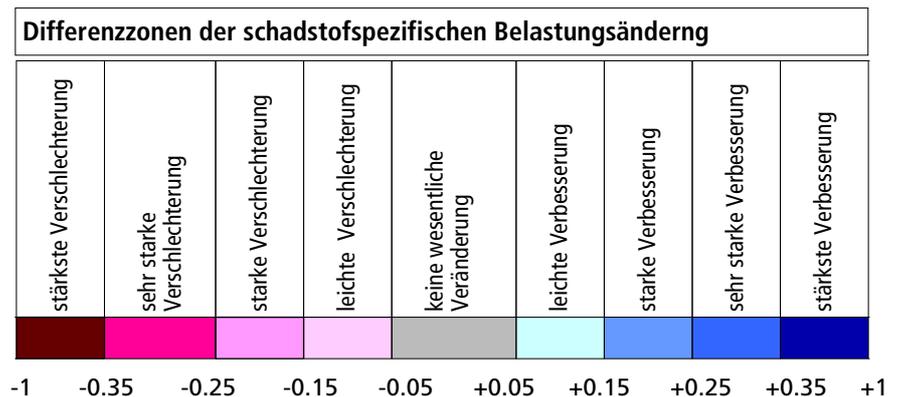
Infolge der Schadstoffnormierung, welche zur Entwicklung der Flechtenschadstoffmodelle erforderlich war, zeigen diese normierten Karten eine grössere Differenzierung im jeweiligen Belastungsausmass, als allgemein üblich ist (z.B. Luftbelastungskarten der Schweiz des BAFU bzw. von Meteotest).

Zonierung der schadstoffspezifischen Differenzkarten

Zur Darstellung der Belastungsveränderung wird aus den Flechten-Indexwerten von 2008/09 und 2018/19 die Differenz berechnet, wiederum pro Georaum. Per Definition können so Werte zwischen -1.0 und +1.0 entstehen.

In der Realität liegen die Werte meist zwischen etwa, ± 0.5, allerdings ist dies abhängig von der Belastungsänderung, welche sich je nach Schadstoffen sehr unterscheidet. Für den Ammoniak-FI beträgt diese + 0.52 und - 0.54 und für den Ozon AOT40-FI sogar +0.88 und - 0.84. Wie schon in den früheren Auswertungen wird um den Wert Null eine Zone «keine wesentliche Veränderung» definiert. Die Zonenbreite in der Differenzkarte beträgt 0.1. Somit weist die Differenzkarte folgende neun Zonen auf (Tab. 2):

Tab. 2 Normierte Zonierung der Differenzzonen in neun Belastungsstufen für die schadstoffspezifischen Flechten-Indizes.
 - Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI),
 - Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI) und
 - Ozon AOT40f-Flechtenindex (AOT40f-FI)



Zonierung der Differenzkarte der Luftgesamtbelastung

Zur Darstellung der Belastungsveränderung der Luftgesamtbelastung wird aus den IAP₁₈-Werten von 2008/09 und 2018/19 die Differenz berechnet, wiederum pro Georaum. Anders als bei der schadstoffspezifischen Belastungsänderung wird beim IAP₁₈ keine normierte Belastung bzw. Belastungsänderung dargestellt, sondern je deren Absolutwerte. Auch werden beim IAP₁₈ aus Definitionsgründen seit seiner Definition vor 30 Jahren nur sieben statt neun Stufen der Belastungsänderung und fünf Stufen der Luftgesamtbelastung ausgewiesen. Weitere Details dazu finden sich in Kapitel 7.2.

Die sieben Zonen der differentiellen Belastungsänderung der Luftgesamtbelastung (IAP₁₈) weisen die folgenden Zonengrenzen auf (Tab. 3). Wie schon in früheren Auswertungen und Belastungskarten wird um den Wert Null mit der Zonengrenze ± 3.3 eine Zone «keine wesentliche Veränderung» ausgewiesen

Differenzonen Belastungsänderung des IAP ₁₈							
sehr starke Verschlechterung	starke Verschlechterung	leichte Verschlechterung	keine wesentliche Veränderung	leichte Verbesserung	starke Verbesserung	sehr starke Verbesserung	
<-22.9	-16.3	-9.8	-3.3	+3.3	+9.8	+16.3	>+22.9

Tab. 3 Sieben Differenzonen für die Luftgesamtbelastung (IAP₁₈).

Die verschiedenen Zonen der schadstoffspezifischen Luftbelastung und Luftqualitätsveränderung werden je durch lineare Interpolation zwischen den Georaumwerten hergeleitet. In einem ersten Schritt wird dazu eine automatische Isolinienberechnung mit der Software R (Pakete XLConnect und aikma) vorgenommen.

Diese Rohkarten wurden danach im GIS georeferenziert und danach die Isolinien von Hand übertragen und optimiert: Kleinstflächen wurden dabei weggelassen und der Linienverlauf etwas vereinfacht und geglättet. Weitere Details zu den Methodengrundlagen der schadstoffspezifischen Flechten-Indizes und des IAP₁₈ finden sich im 7.1 und 7.2 im Anhang.

3. Schadstoffspezifische Belastungskarten

Schadstoffspezifische Belastungskarten

In diesem Kapitel werden zuerst die schadstoffspezifischen Belastungskarten des Primärschadstoff-, Ammoniak- und Ozon-Flechtenindex dargestellt. Als alle Schadstoffe integrierender Index folgt danach die ursprüngliche Luftgesamtbelastung IAP₁₈. Die drei neuartigen schadstoffspezifischen Flechten-Indizes erlauben zusammen mit dem Luftgesamtbelastungsindikator IAP₁₈ eine wesentlich umfassendere Belastungseinschätzung.

Diese Darstellung erfolgt je in Form der historischen Ausgangskarte von 2008/09, gefolgt von der aktuellen Belastungskarte von 2018/19 und der Differenzkarte, welche die Belastungsänderung in den zehn Jahren zwischen 2008/09 und 2018/19 visualisiert.

Zur besseren Lesbarkeit der Belastungskarten der verschiedenen Einzelschadstoffe bzw. Schadstoffklassen wurden die beiden Untersuchungsgebiete aufgeteilt und je in einer Kartenseite vereinigt. Linksseitig findet sich je die Belastungskarte für das Untere Urner Reusstal (a) und rechts für das Obere Urner Reusstal (b).

Diese spezielle Darstellung erlaubt es, sowohl Orts- und Flurnamen als auch Verkehrsachsen besser zu erkennen und dadurch auch die Belastungssituation geografisch und bezüglich der Schadstoffquellen besser einzuordnen. Die Autobahn A2 ist in den Karten mit einer dicken, die Kantonsstrassen mit einer dünnen grauen Linie besonders hervorgehoben.

In der zeitlichen Reihenfolge der Belastungskarten sind die Ausgangskarten von 2008/09 je auf der linken Doppelseite und die aktuellen Karten je auf den rechten Seite angeordnet, was den Direktvergleich erleichtert. Die entsprechenden Differenzkarten folgen danach je am Ende dieser schadstoffweisen Darstellung.

Im anschliessenden Kapitel 4 folgt der Vergleich der schadstoffspezifischen Belastungskarten mit den modellierten Immissionskarten, den tatsächlich gemessenen Immissionsdaten und der Verkehrsentwicklung. Damit wird die Plausibilität der vorliegenden Ergebnisse weiter abgesichert.

3.1 Primärschadstoffbelastung mit dem Primärschadstoff-Flechtenindex PS-FI

3.1.1 Historische Primärschadstoffbelastung von 2008/09

Für die erste Urner Flechtenkartierung von 2008/09 zeigt sich gemäss Abbildung 1a auf Seite 20 besonders im Talboden des Unteren Reusstals im Gebiet zwischen der A2 und der Gotthardstrasse eine mässige (gelb) und erhöhte (orange) bis sogar hohe (rot) Primärschadstoffbelastung, während im Oberen Reusstal eine meist geringere bis mässige nachgewiesen wurde (Abb. 1b). Die einzige gelbe Zone mit mässiger Primärschadstoffbelastung im Oberen Reusstal wurde im Gebiet Wiler und Gurtellen nachgewiesen.

Auffallend in beiden Untersuchungsgebieten ist die Höhenabhängigkeit in der Primärschadstoffbelastung. Generell sind höher und oft über der Inversionsgrenze gelegene Gebiete, meist nur gering belastet, während die verkehrsgeprägten Tallagen mit dichten Verkehrs- und Siedlungsräumen erwartungsgemäss deutlich stärker mit Primärschadstoffen belastet sind. Insgesamt zeigte sich jedoch im ganzen Urner Reusstal von 2008/09 ein sehr differenziertes Ausmass in der Primärschadstoffbelastung, welches sieben von neun möglichen Belastungszonen umfasst mit deutlichen Unterschieden zwischen dem stärker mit Primärschadstoffen belasteten Unteren und dem geringer belasteten Oberen Reusstal. Ergänzend zur Belastungskarte (Abb. 1a, b) zeigt die Tabelle 4 die entsprechenden Flächenanteile der neun Belastungszonen mit Primärschadstoffen der Erstuntersuchung von 2008/09.

Primärschadstoffbelastung 2008/09 - prozentuale Flächenanteile (%)								
höchste Belastung	sehr hohe Belastung	hohe Belastung	erhöhte Belastung	mässige Belastung	relativ geringe Belastung	geringe Belastung	sehr geringe Belastung	geringste Belastung
0.00	0.00	0.53	20.29	18.58	16.17	21.16	16.85	6.42

Abb. 4 Historische Primärschadstoffbelastung der Urner Erstuntersuchung von 2008/09. Prozentuale Flächenanteile der neun Primärschadstoffbelastungszonen des PS-FI.

Die orange Zone mit erhöhter Primärschadstoffbelastung im Unteren Urner Reusstal hat einen Flächenanteil von 20%, gefolgt von der gelben Zone mit mässiger Belastung mit 19%, wogegen die rote Zone hoher Belastung in Altdorf und im Areal Rossgiessen lediglich 0.5% ausmachte. Rote Zonen mit einer kritischen Luftgesamtbelastung haben sich früher in stärker belasteten Gebieten oft gezeigt, sind aber in den letzten Jahren dank deutlich verbesserter Luftqualität nun auch aus Altdorf verschwunden.

Die Flächenanteile der relativ geringen Belastung (hellgrün) betragen 16%, gefolgt von 21% für geringe Belastung (dunkelgrün) und 17% bzw. 6% für sehr geringe und geringste Belastungsstufen (hellblau und dunkelblau) für Primärschadstoffe. Damit wiesen knapp 40% der Untersuchungsgebiete der Urner Erstuntersuchung von 2008/09 eine mässige, erhöhte oder hohe Primärschadstoffbelastung auf, während der Flächenanteil der geringer belasteten Gebiete 37% und jener der sehr gering und geringst belasteten Gebiete 23% ausmachten.

3.1.2 Aktuelle Primärschadstoffbelastung von 2018/19 mit dem Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI)

Zehn Jahre nach der Erstuntersuchung zeigt sich für 2018/19 im ganzen Urner Unter- und Oberland eine frappant geringere Primärschadstoffbelastung wie die Abbildung 2b auf Seite 21 zeigt. Die entsprechenden Flächenanteile der neun möglichen Veränderungszonen sind in der Tabelle 5 aufgelistet.

Insgesamt auffallend ist die sehr starke Reduktion der Primärschadstoffbelastung um eine bis drei Belastungsstufen im ganzen Gebiet zwischen der A2 und Gotthardstrasse in Altdorf, wo aktuell mit dem Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI) für 2018/19 eine hell- und dunkelgrüne Zone mit geringer bis sehr geringer Belastung festgestellt wurde. Bei der Erstuntersuchung vor zehn Jahren wurde in diesen Gebieten noch eine orange und rote Zone mit einer erhöhten bis hohen Primärschadstoffbelastung nachgewiesen. Auch der frühere Hotspot im Zentrum von Altdorf ist verschwunden. Im Gebiet der ehemaligen AlpTransit Grossbaustelle zwischen Schattdorf Rossgiesen, Rynächt und Schachen und im Industriegebiet Bifang bis nach Erstfeld zeigt sich eine 3.5 km² grosse gelbe Zone mit einer mässigen Primärschadstoffbelastung. In diesem Gebiet wurden während der Bauphase bereits während der Erstuntersuchung grosse Mengen von Ausbruchmaterial des Gotthardtunnelbaus zwischengelagert, die zu Staubeimissionen führten, bevor dieses für die Seeaufschüttung weiter transportiert wurden.

Tab. 5 Aktuelle Primärschadstoffbelastung von 2018/19. Prozentuale Flächenanteile der neun Primärschadstoffbelastungszonen des PS-FI.

Primärschadstoffbelastung 2008/09 - prozentuale Flächenanteile (%)								
höchste Belastung	sehr hohe Belastung	hohe Belastung	erhöhte Belastung	mässige Belastung	relativ geringe Belastung	geringe Belastung	sehr geringe Belastung	geringste Belastung
0.00	0.00	0.00	0.00	5.90	18.30	14.50	24.50	36.80

Eine zweite, kleinere gelbe Zone mit mässiger Primärschadstoffbelastung zeigt sich auch im Gebiet Silenen Tägerlohn entlang der A2.

Im Gebiet Wiler und Gurtnellen zeigt sich 2018/19 eine dunkelgrüne Zone mit einer geringen Primärschadstoffbelastung, während diese vor zehn Jahren noch gelb war und eine mässige Belastung aufwies.

Insgesamt reduzierte sich zum Zeitpunkt der ersten Erfolgskontrolle von 2018/19 die Primärschadstoffbelastung gegenüber der Erstuntersuchung sehr bedeutend, und es weisen aktuell nur noch 6% der Untersuchungsgebiete eine mässige Primärschadstoffbelastung (gelb) auf. Demgegenüber hat sich der Flächenanteil der geringer belasteten Gebiete auf fast 43% und jener der sehr gering und geringst belasteten Gebiete sogar auf 61% vergrössert (Tab. 5). Auch für Andermatt zeigt sich die geringste Primärschadstoffbelastungszone (Abb. 2b).

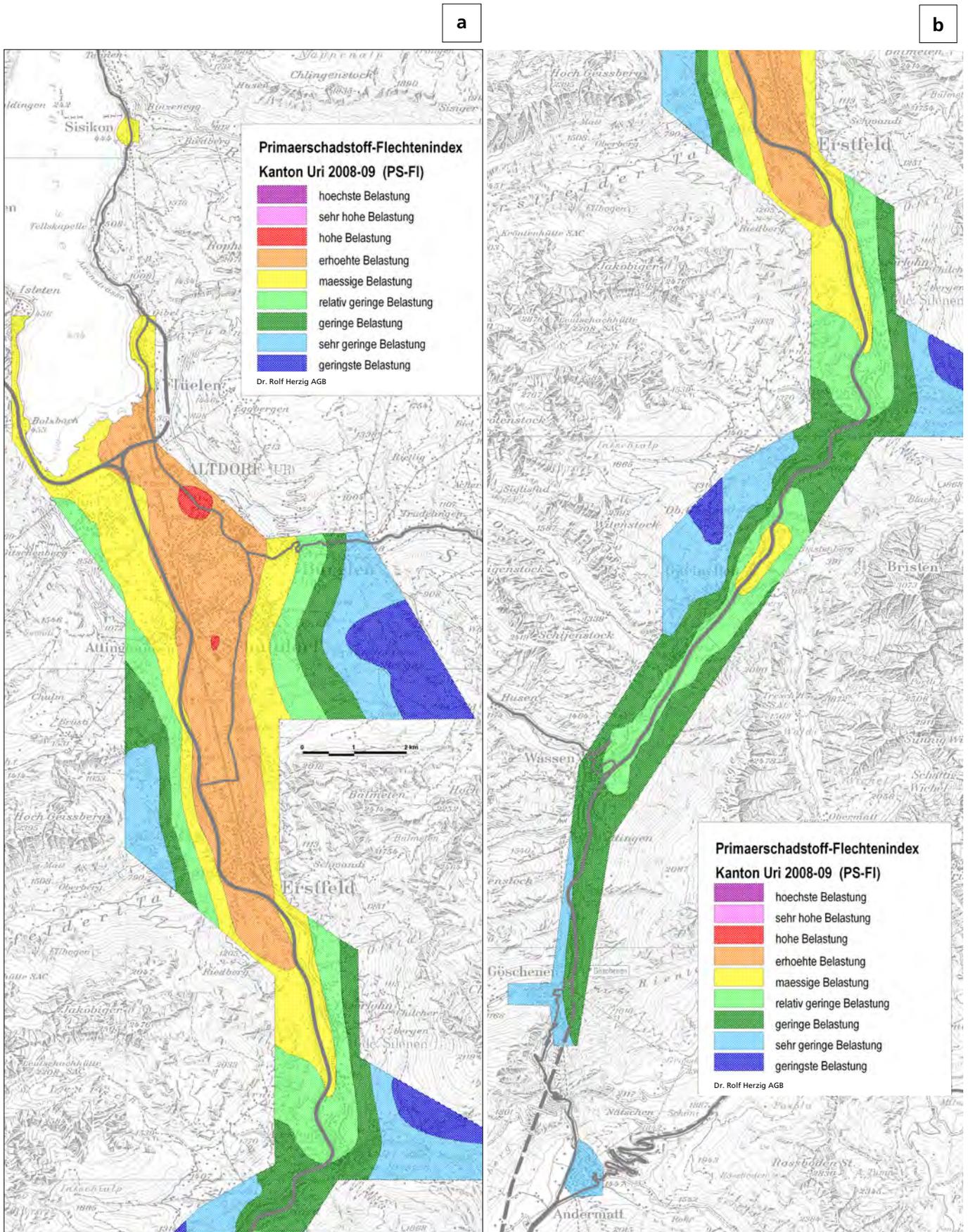


Abb. 1 Primärschadstoffbelastung von 2008/09 mit Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI) im Kanton Uri der Erstuntersuchung von 2008/09

a) Unteres Reusstal Kanton Uri 2008/09

b) Oberes Reusstal Kanton Uri 2008/09

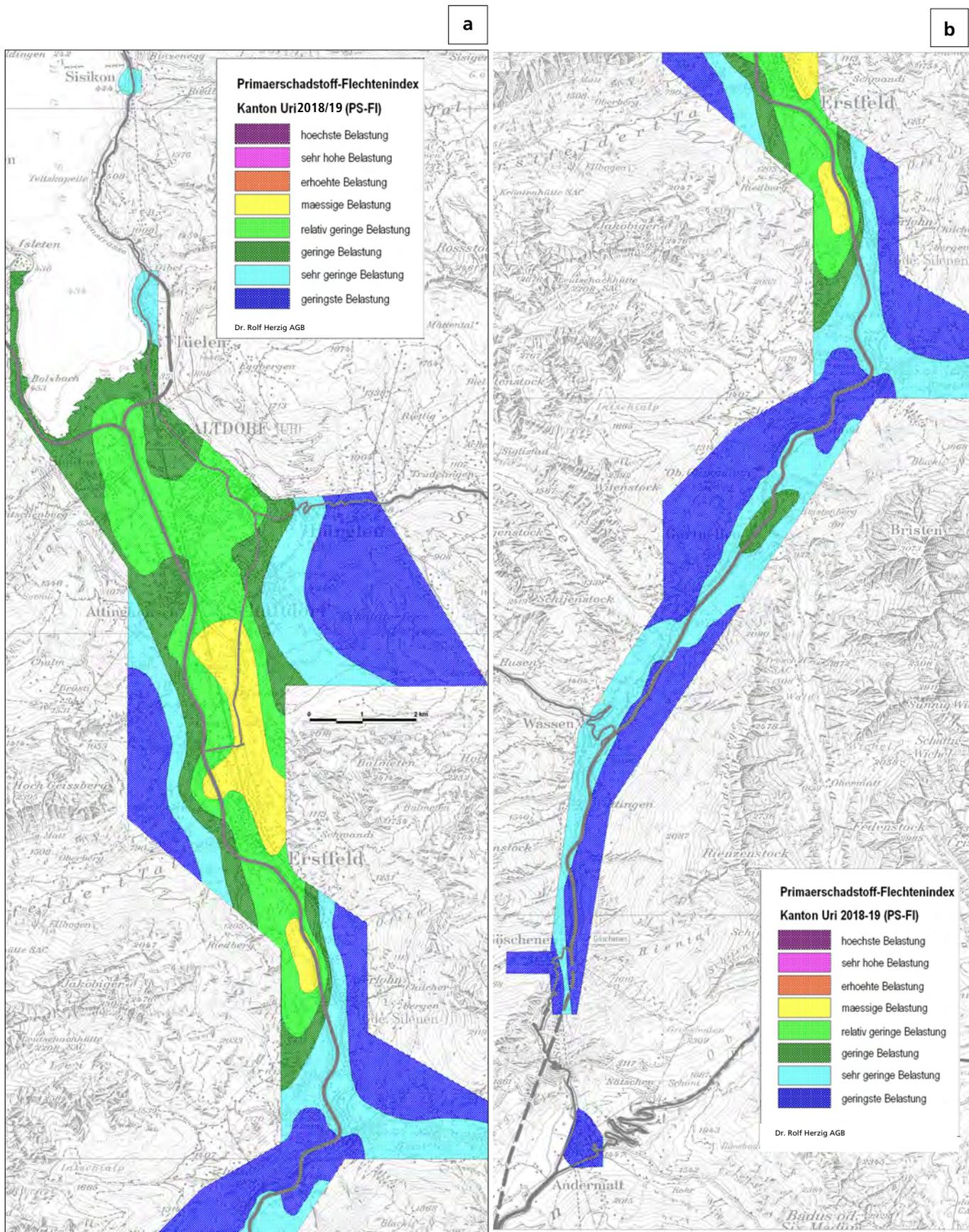


Abb. 2 Primärschadstoffbelastung von 2018/19 mit dem Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI) der ersten Erfolgskontrolle im Kanton Uri
 a) Unteres Reusstal Kanton Uri 2018/19
 b) Oberes Reusstal Kanton Uri 2018/19

3.1.3 Veränderung der Primärschadstoffbelastung zwischen 2008/09 und 2018/19

Die zeitliche Veränderung Primärschadstoffbelastung mit dem bioindikativen Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI) zwischen 2008/09 und 2018/19 ist mit der Differenzkarte von Abbildung 3a,b auf Seite 23 visualisiert. Die entsprechenden Flächenanteile der neun möglichen Veränderungszonen sind in der Tabelle 6 aufgelistet.

Mit ausschliesslichen Bläuten in der differenziellen Belastungszonierung zeigt sich der starke Belastungsrückgang in der Primärschadstoffbelastung im ganzen Urner Untersuchungsgebiet sehr eindrücklich.

Eine sehr starke Verbesserung der Primärschadstoffbelastung (blau) zeigt sich in Zentrum von Altdorf in einem grösseren Gebiet entlang der Flüelerstrasse, der Herren- und Tellgasse und der Bahnhof- und Seedorferstrasse bis zum Kantonsspital sowie entlang der Klausenstrasse bis Bürglen und der Gotthardstrasse bis nach Schattdorf.

Ein zweites blaues Gebiet mit einer sehr starken Verbesserung der Primärschadstoffbelastung zeigt sich im Gebiet Altdorf Moosbad entlang der Flüelerstrasse und dem A2 Zubringer bis zum Giessenhof sowie in ganz Flüelen. Entlang der vorderen Flüelerstrasse bis zum Kreisel sowie in Sisikon zeigen sich die einzigen dunkelblauen Gebiete mit der stärksten Verbesserung der Primärschadstoffbelastung. In diesen Gebieten haben ab 2010 erste verkehrsberuhigende- und lenkende Massnahmen (Neusignalisation der Zufahrt Altdorf auf A2/A4) aber auch energetische Sanierungen stattgefunden, was zu dieser deutlichen Entlastung von Primärschadstoffen geführt haben. In Flüelen ist es vor allem der Entlastungstunnel, während in Sisikon die teilweise Sperrung der Achsenstrasse wegen Murgängen und Steinschlag und der Sanierung diese Belastungsminderung wohl auch noch begünstigt hat.

Tab. 6 Veränderung der Primärschadstoffbelastung zwischen 2008/09 und 2018/19.

Flächenanteile der neun Differenzzonen des Primärschadstoff-Flechtenindex (PS-FI).

Veränderung der Primärschadstoffbelastung - % Flächenanteile								
stärkste Verschlechterung	sehr starke Verschlechterung	starke Verschlechterung	leichte Verschlechterung	keine wesentliche Veränderung	leichte Verbesserung	starke Verbesserung	sehr starke Verbesserung	stärkste Verbesserung
0.00	0.00	0.00	0.00	4.85	38.86	41.94	13.71	0.64

Entlang der A2 zeigen sich im Einflussbereich von Zufahrten und von wichtigen Ortszubringern weitere Gebiete mit einer sehr starken Verbesserung der Primärschadstoffbelastung (mittelblau) namentlich im Zubringer nach Attinghausen, dem A2-Zubringer ins I/G-Gebiet Bifang-Breiteli und zum Schwerverkehrszentrum Uri SVZ, weiter auch im Gebietsstreifen entlang der A2 zwischen Silenen Tägerlohn und Amsteg und auch im Gebiet Felliboden und Gurtellen sowie im A2 Zubringer von Göschenen.

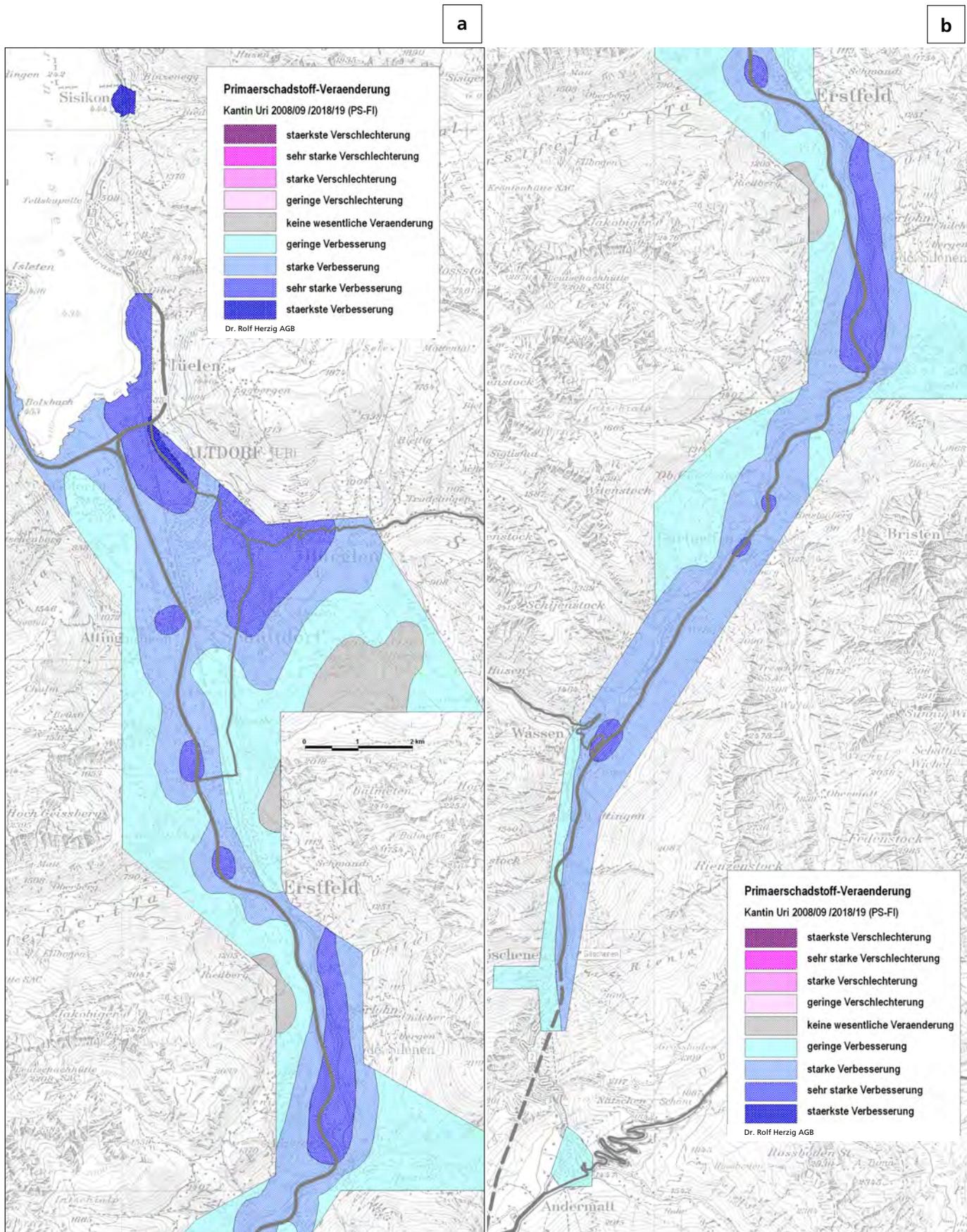


Abb. 3 Differenzkarte zur Veränderung des Primärschadstoffbelastung im Kanton Uri zwischen 2008/09 und 2018/19 mit dem Primärschadstoff-Flechtenindex PS-FI
 a) Unteres Reusstal Kanton Uri
 b) Oberes Reusstal Kanton Uri

Dank der sehr guten Durchlüftung im Gebiet hatte in Andermatt der Bau des Tourismusressorts und der Ausbau der Ski-Infrastruktur gemäss dem Primärschadstoff-Flechtenindex keine negativen Einflüsse auf die Luftbelastung. Auch in Sisikon hat sich die Luftqualität verbessert.

Der Flächenanteil der Gebiete mit einer sehr starken Verbesserung der Primärschadstoffbelastung beträgt knapp 14%, jener der stärksten Verbesserung 0.6%.

Diese besonders stark entlasteten Zentrumsgebiete im Raum Altdorf werden umringt von einem grossflächigen mittelblauen Gebiet mit starker Verbesserung der Primärschadstoffbelastung mit einem hohen Flächenanteil von 42%, gefolgt von den hellblauen Gebieten mit einer leichten Verbesserung und einem Flächenanteil von 39%. Diese Gebiete bedecken weite Teile des Talbodens zwischen der A2 und der Gotthardstrasse im Unteren und Oberen Urner Reusstal.

Keine wesentliche Veränderung in der Primärschadstoffbelastung zeigt sich in den grau markierten Gebieten in den Hangzonen der Schattdorfer Bergen, in Erstfeld und in Silenen. Der Flächenanteil beträgt hier 5%.

Eine Verschlechterung der Primärschadstoffbelastung trat nirgends auf.

Verkehrsentwicklung auf der Gotthard Alpentransitroute

Eine vertiefte Analyse, welche auch die Belastungstrends der Immissionsmessungen und der Verkehrsentwicklung beinhaltet, findet sich in Kapitel 4.3.1.

Ein erster Blick auf die Verkehrsentwicklung im Kanton Uri und auf der Gotthard Alpentransitroute führt zu den folgenden relativen Ergebnissen von Abbildung 25 auf Seite 63:

- An allen acht Urner Messstandorten zeigt sich ein deutlicher Rückgang des schweren dieselbetriebenen Güterverkehrs seit 2008. Dieser Rückgang beträgt auf der Gotthardachse gegen 20% und auf der "beruhigten" Gotthardstrasse von Flüelen und Altdorf um 15 - 27%. Auf der Gotthardachse deutlich zugenommen haben allerdings der nicht LSVA-beschränkte leichte Güterverkehr mit 24-37% und die Dieselsebusse mit 9-14%. Auch der DTV und PW und Motorradverkehr haben auf der Gotthardachse um 8-12% und der DTV um 6-10% zugenommen.
- Insgesamt unterstützen auch die Trends der Verkehrsentwicklung mit einem deutlich geringerem Anteil im stark NOx emittierenden Schwerverkehr (Diesel) sowohl auf der Gotthardachse als auch im Siedlungsraum von Altdorf, zusammen mit der deutlich verbesserten abgasärmeren Motorentechnik, die mit dem Primärschadstoff-Flechtenindex festgestellte deutliche Entlastung mit Primärschadstoffen in plausibler Weise.

3.2 Ammoniakbelastung mit Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI)

3.2.1 Historisch Ammoniakbelastung von 2008/09

Für die erste Urner Flechtenkartierung von 2008/09 zeigten sich mit dem neuartigen Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI) von Abbildung 4a, b auf Seite 28 in zwei Gebieten erhöhte Ammoniakbelastungen. Es sind dies besonders der Grossraum Altdorf - Schattdorf - Attinghausen und Seedorf und lokal im Hafen von Flüelen mit seinen dichten Siedlungs-, I/G-Gebiet und Verkehrseinrichtungen sowie ein kleines, inselförmiges Gebiet in Erstfeld Pfaffenmatt. Dieses grosse gelbe Gebiet mit einem Flächenanteil von 15% weist eine mässige NH₃-Belastung auf wie aus Tabelle 7 zu entnehmen ist.

Darin eingelagert finden sich zwei orange Gebiete mit einer erhöhten NH₃-Belastung. Das eine zeigt sich nierenförmig im Gebiet der A2/A4-Verzweigung und Zubringer Altdorf-Flüelen im Gebiet der Rütimatte mit Giessenhof und Gründli bis zur vorderen Flüelerstasse von Altdorf. Das andere sattelförmige Gebiet zeigt sich im I/G-Gebiet Rossgiessen, Rüttenen in Schattdorf. Diese orangen Gebiete machten 2008/09 einen Flächenanteil von 2% aus.

höchste Belastung	sehr hohe Belastung	hohe Belastung	erhöhte Belastung	mässige Belastung	relativ geringe Belastung	geringe Belastung	sehr geringe Belastung	geringste Belastung
0.00	0.00	0.09	2.14	15.04	20.29	24.24	33.77	7.58

Tab. 7 Historische Ammoniakbelastung von 2008/09. Prozentuale Flächenanteile der neun Ammoniak-Belastungszonen des NH₃-FI.

Dieses in Abbildung 4a gelb und orange eingefärbte Belastungsgebiet wurde in den Rand- und unteren Hangzonen von den hell- und dunkelgrünen Zonen mit einer relativ geringen bis geringen NH₃-Belastung und Flächenanteilen von 20 und 24% umgeben. Die entsprechenden Flächenanteile der neun möglichen Veränderungszonen von NH₃ sind in der Tabelle 7 aufgelistet. In Gurtellen und Wassen zeigte sich 2008/09 eine dunkelgrüne Zone mit geringer Primärschadstoffbelastung. Deren Flächenanteile betragen 20% und 24% für die relativ geringe und geringe Belastungszone (hell- und dunkelgrün).

Einzig in den noch höher gelegenen Gebieten im Urner Unterland sowie im weiten Teilen des Oberlands zeigte sich 2008/09 die hellblaue Zone mit einer sehr geringen NH₃-Belastung (Abb. 4b). Diese umfasste einen Flächenanteil von 34%, wogegen jener der geringsten Belastungsstufe (dunkelblau) 8% betrug. Letztere zeigten sich nur in den höchsten Gebieten von Bocki und den Schattdorfer Bergen sowie in weiten Teilen im Oberen Reusstal, so z.B. in Obergurtellen, in den östlichen Hanggebieten von Wassen und in Göschenen.

3.2.2 Aktuelle Ammoniakbelastung von 2018/19

Zehn Jahre nach der Erstuntersuchung zeigt sich mit dem Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI) für 2018/19 im ganzen Urner Unter- und Oberland eine deutlich veränderte Ammoniakbelastung, wie die Abbildung 5a, b auf Seite 29 zeigt. Die entsprechenden Flächenanteile der neun möglichen Veränderungszonen der NH₃-Belastung sind in der Tabelle 8 aufgelistet.

Das bei der Erstuntersuchung fast 15km² grosse gelbe Gebiet im Grossraum Altdorf mit mässiger Belastung hat sich besonders gegen Schattdorf hin deutlich verkleinert. Allerdings finden sich darin eingebettet zwei neue Belastungszonen von Ammoniak. Zum einen hat sich die frühere nierenförmige orange Zone mit mässiger Belastung von 2008 im A2/A4-Verzweigung Altdorf-Flüelen stark ausgeweitet und bedeckt aktuell das ganze Gebiet vom Hafen Flüelen zwischen der Flüelerstrasse und der Rütimatte und Golfplatz Seedorf bis in die Bärenmatte von Altdorf. Darin enthalten sind auch die Gebiete Gründli mit dem Giessenhof und Neuhof sowie der Fixmessstation Gartenmatt (*). In diesem land- und viehwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet finden sich gegenüber früher deutlich verstärkte NH₃-Belastungen, welche lokal sogar bis zur stärksten Zone dunkelrot reichen.

Tab. 8 Aktuelle Ammoniakbelastung von 2018/19. Prozentuale Flächenanteile der Ammoniakbelastungszonen im Kanton Uri.

Aktuelle Ammoniakbelastung von 2018/19 - prozentuale Flächenanteile (%)								
höchste Belastung	sehr hohe Belastung	hohe Belastung	erhöhte Belastung	mässige Belastung	relativ geringe Belastung	geringe Belastung	sehr geringe Belastung	geringste Belastung
0.10	1.17	1.28	3.76	9.37	11.90	17.65	24.79	29.99

Zum Zeitpunkt der Wiederholungskartierung im Sommer 2018 kam es in der Gartenmatt mit einem konventionellen System zu einem erheblichen Jaucheeinsatz auf der Futterwiese am Giessenbach. Bei der Kartierung waren auch die Baumstämme Jauche-imprägniert und die Baumflechten in diesem Georaum zeigten auffällige Schädigungen. Diese starke NH₃-Schadstoffwirkung zeigt sich jetzt im aktuellen NH₃-Flechtenindex von 2018.

Das zweite, kleinere orange Gebiet mit einer erhöhten NH₃-Belastung findet sich im vorderen Zentrum von Altdorf im Gebiet des Kantonspitals entlang der Flüelerstrasse und Tellsgasse bis zur Bahnhof- und Seedorferstrasse und bis zum Sportplatz.

Auch im Industriegebiet Rossgiessen findet sich eine kleine orange Zone. Zudem zeigt sich im Landwirtschaftsgebiet beim AlpTransit-Portal bis ins Dorf Erstfeld hinein eine grössere orange Zone mit erhöhter NH₃-Belastung.

Nebst der deutlichen Verkleinerung der gelben Zone mit mässiger NH₃-Belastung im Grossraum Altdorf hat sich diese auch gegen Süden verkleinert. Lokal hat sich auch im Dorf Amsteg eine kleine gelbe Zone herausgebildet. Der aktuelle Flächenanteil der gelben Zone mit mässiger NH₃-Belastung beträgt 9.4%.

Im Oberen Urner Reusstal zeigt sich 2019 bis auf Gebiete in Amsteg, Wiler, Gurtellen und Wassen eine teilweise Verbesserung in der NH₃-Belastung von den grünen hin zu den noch geringer belasteten blauen Zonen. So beträgt der Flächenanteil der grünen Zonen aktuell noch 29.6% gegenüber von 37.3% vor zehn Jahren. Umso stärker hat sich der Anteil der blauen Zonen von ursprünglich 23.3% auf 54.8% vergrössert.

Allerdings zeigen besonders die A2-beeinflussten Gebiete zwischen Erstfeld und Amsteg und von Wassen bis Göschenen eine auffällige Verschlechterung in der Ammoniakbelastung. Dieser Umstand führte zur Frage, ob nebst den landwirtschaftlichen Hauptquellen von Ammoniak gebietsweise auch der Motorfahrzeugverkehr, insbesondere SRC-Abgasreinigungssysteme in Verbindung mit AdBlue, eine gewisse Rolle spielen könnten. Diese Fragestellung wird Kapitel 4.3.2 eingehend untersucht.

3.2.3 Veränderung der Ammoniakbelastung zwischen 2008/09 und 2018/19

Die zeitliche Veränderung der bioindikativen Ammoniakbelastung mit dem Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI) zwischen 2008/09 und 2018/19 ist mit der Differenzkarte von Abbildung 6 a, b von Seite 31 visualisiert. Die entsprechenden Flächenanteile der neun möglichen Veränderungszonen von NH₃ sind in der Tabelle 9 aufgelistet.

In der zeitlichen Veränderung der Ammoniak-Belastung zeigen sich im Gegensatz zur Primärschadstoffbelastung grössere Unterschiede mit sehr deutlichen Belastungszunahmen, besonders im Grossraum Altdorf - Flüelen und Seedorf und auch im Gebiet Erstfeld sowie im A2-nahen Gebietsstreifen zwischen Wassen und Göschenen.

Eine deutliche Belastungsabnahme zeigt sich hingegen im klimatisch vom Schächental bestens durchlüfteten Gebiet zwischen Bürglen, Schattdorf und Attinghausen.

Tab. 9 Veränderung der Ammoniakbelastung zwischen 2008/09 und 2018/19.

Flächenanteile der Differenz-zonen in neun Belastungsstufen für den Ammoniak-Flechtenindex (NH₃-FI).

Veränderung der Ammoniak-Belastung - % Flächenanteile								
stärkste Verschlechterung	sehr starke Verschlechterung	starke Verschlechterung	leichte Verschlechterung	keine wesentliche Veränderung	leichte Verbesserung	starke Verbesserung	sehr starke Verbesserung	stärkste Verbesserung
0.39	1.55	4.79	16.86	24.31	35.43	11.12	4.32	1.23

Mit Violett- und Rottönen in der differenziellen Belastungszonierung zeigt sich in Abbildung 6 eine leichte bis sogar stärkste Belastungszunahme in der Ammoniakbelastung im Grossraum Altdorf, beson-

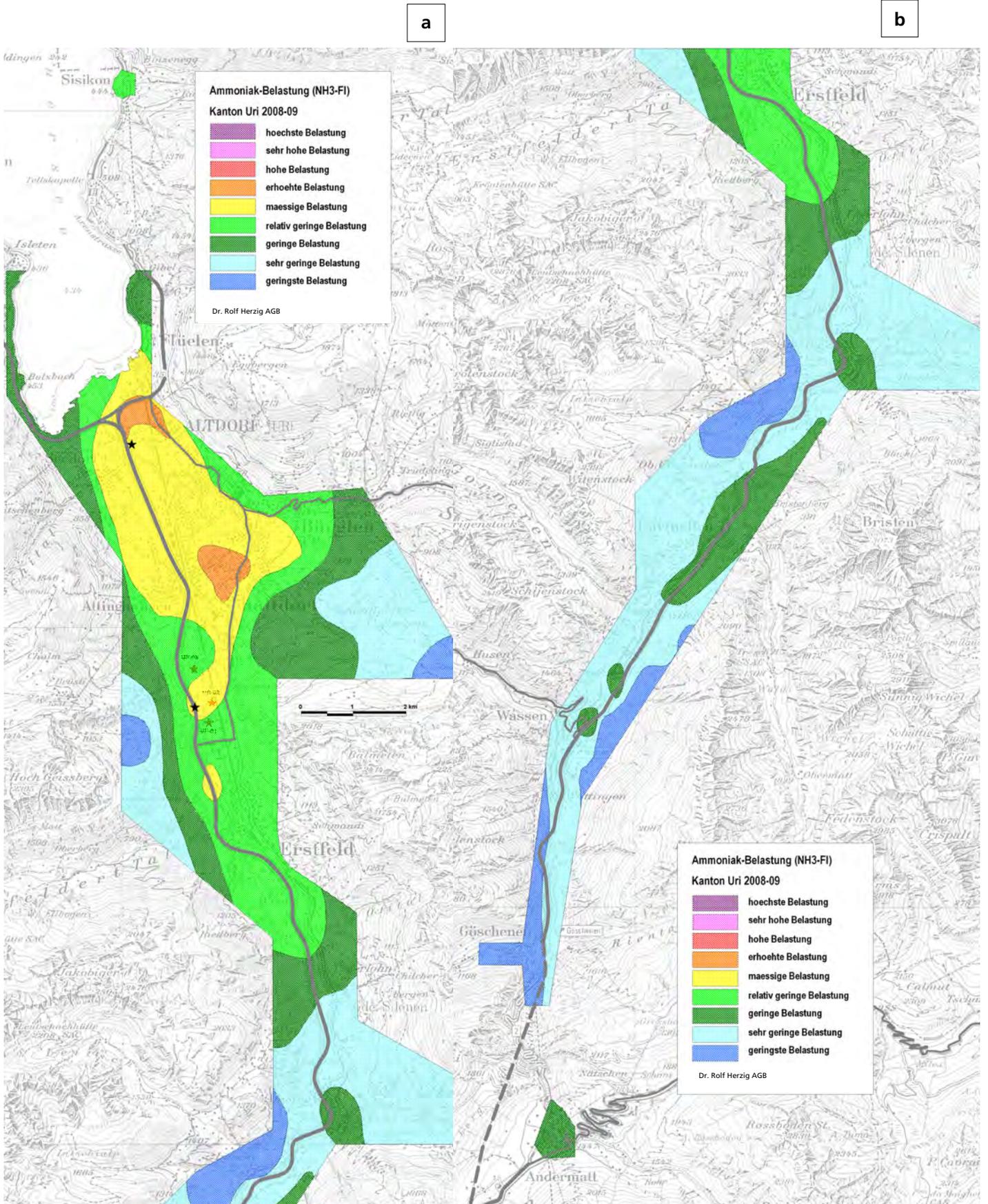


Abb. 4 Ammoniakbelastung mit Flechtenindex NH₃-FI im Kanton Uri von 2008/09

a) Unteres Reusstal Kanton Uri von 2008/09

b) Oberes Reusstal Kanton Uri von 2008/09

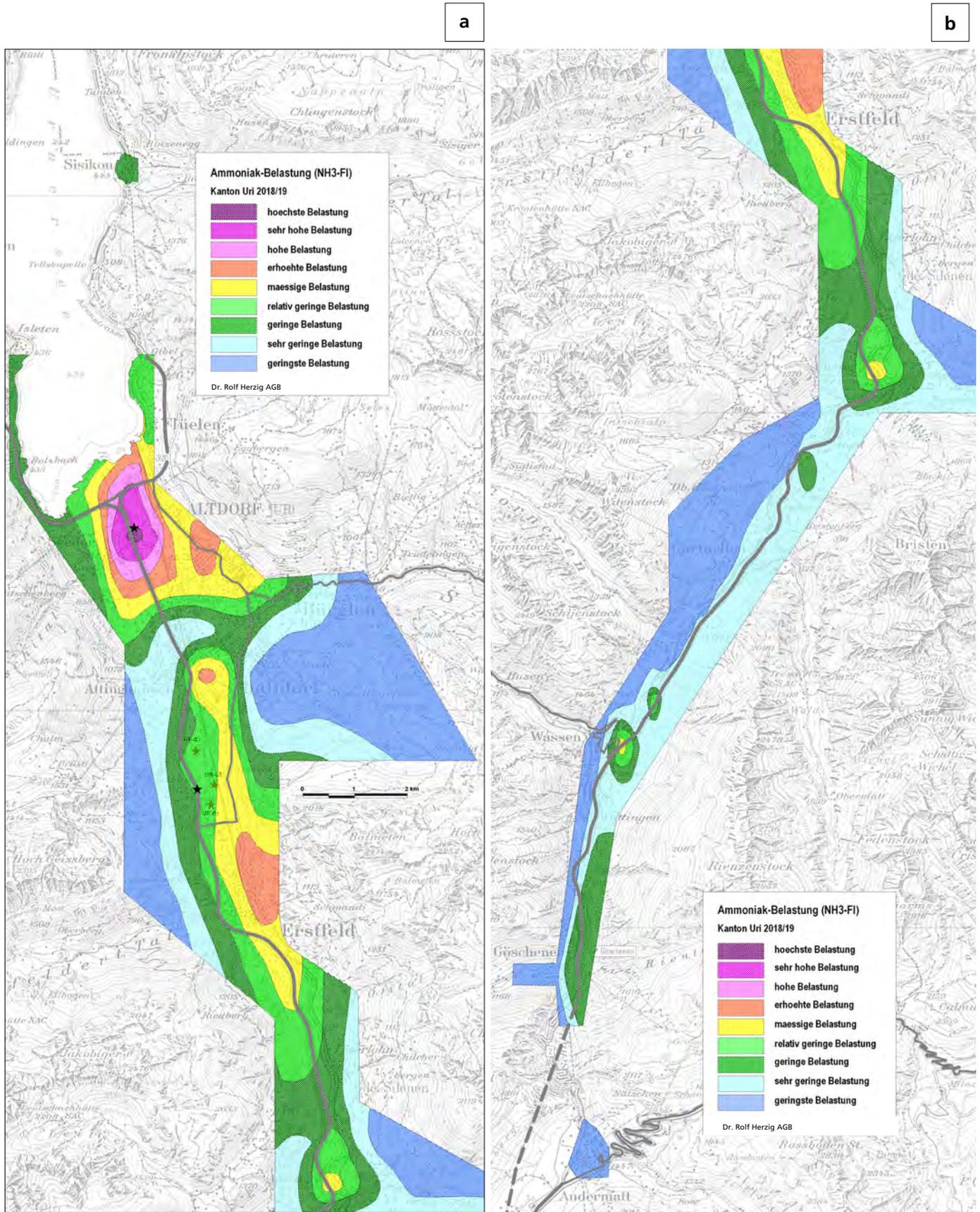


Abb. 5 Ammoniakbelastung mit Flechtenindex NH₃-FI im Kanton Uri von 2018/19
 a) Unteres Reusstal Kanton Uri von 2018/19
 b) Oberes Reusstal Kanton Uri von 2018/19

ders im Gebiet des A2-Zubringers, welches sich vom Hafen Flüelen zwischen der Flüelerstrasse und der Rütimatt und dem Golfplatz Seedorf bis in die Bärenmatte von Altdorf erstreckt. Darin enthalten sind auch die Gebiete Gründli mit dem Giessen- und Neuhof sowie der Fixmessstation Gartenmatt (*). In diesem land- und viehwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet finden sich gegenüber früher deutlich verstärkte NH_3 -Belastungen, welche lokal sogar bis zur stärksten Zone dunkelrot mit der höchsten NH_3 -Belastungszunahme reichen (Abb. 6a). Mit Inkrafttreten des Schleppschauch-Obligatoriums, welches auf 2023 vorgesehen ist, darf in den Landwirtschaftszonen mit einer gewissen Reduktion der NH_3 -Belastung gerechnet werden.

Ein zweites, kleineres Gebiet mit einer starken Verschlechterung der Ammoniakbelastung (violett) zeigt sich im vorderen Zentrum von Altdorf in einem Gebiet entlang der Flüelerstrasse, der Herren- und Tellgasse und der Bahnhof- und Seedorferstrasse. Dieses Gebiet wird umschlossen von der hellviolett Zone mit geringer NH_3 -Verschlechterung. Diese reicht vom Werkareal der Firma Dättwyler AG und den Quartiere Altdorf Ei und Gründli mit Kantonsspital bis ins Moosbad. Ein drittes Gebiet mit einer geringen bis starken Verschlechterung der Ammoniakbelastung (hellviolett und violett) erstreckt sich vom Alp-Transit Portal Erstfeld und Dorf Erstfeld bis nach Amsteg. Im oberen Dorfkern von Erstfeld sowie in Amsteg zeigt sich sogar eine starke Verschlechterung in der Ammoniak-Belastung (violett), während die anderen Gebiete eine geringe Verschlechterung aufweisen.

Im Oberen Reusstal findet sich zwischen Wassen und Göschenen ein viertes violettes Gebiet mit einer Verschlechterung in der NH_3 -Belastung. Im Gebiet der A2-Zufahrt Wassen zeigt sich sogar eine starke Verschlechterung (Abb. 6b). Umschlossen werden diese violetten und roten Belastungszonen je von einer grauen Zone ohne wesentliche Veränderung in der zeitlichen NH_3 -Belastung.

Diesen Gebieten mit einer Verschlechterungen in der Ammoniakbelastung gegenüber stehen zwei grössere Gebiet mit einer geringen bis sehr starken Verbesserung (Entlastung) der Ammoniakbelastung im klimatisch vom Schächental bestens durchlüfteten Gebiet zwischen Bürglen, Schattdorf und Attinghausen sowie auch in Andermatt. Im bezüglich der NH_3 -Belastung verbesserten Bürglen - Schattdorf - Attinghausen zeigen sich in den Gebieten der Spielmatt/Acheren und Wijer von Schattdorf und in der Schächenmatt und dem angrenzenden I/G-Gebiet von Altdorf je die deutlichsten Entlastungen in der NH_3 -Belastung. Im Oberen Reusstal sind es die westlichen Gebiete zwischen Intschi, Gurtellen und bis Wassen. In Göschenen selbst kann keine wesentliche Veränderung festgestellt werden.

Für die zeitliche Veränderung der Ammoniakbelastung zwischen 2008/09 und 2018/19 zeigt sich insgesamt in 23.6% aller untersuchten Gebiete eine Belastungsabnahme, während es in 23.6% der Gebiete zu einer Belastungszunahme gekommen ist. In 24.3% aller Gebiete ist keine wesentliche Belastungsänderung in der Ammoniakbelastung festzustellen (Tab. 9).

Eine vertiefte Analyse der Ammoniakentwicklung, welche auch die Belastungstrends der NH_3 -Messungen und insbesondere der Verkehrs-Entwicklung, als potentielle Nebenquelle von NH_3 in besonders verkehrsgeprägten Gebieten beinhaltet, findet sich in Kapitel 4.3.2.

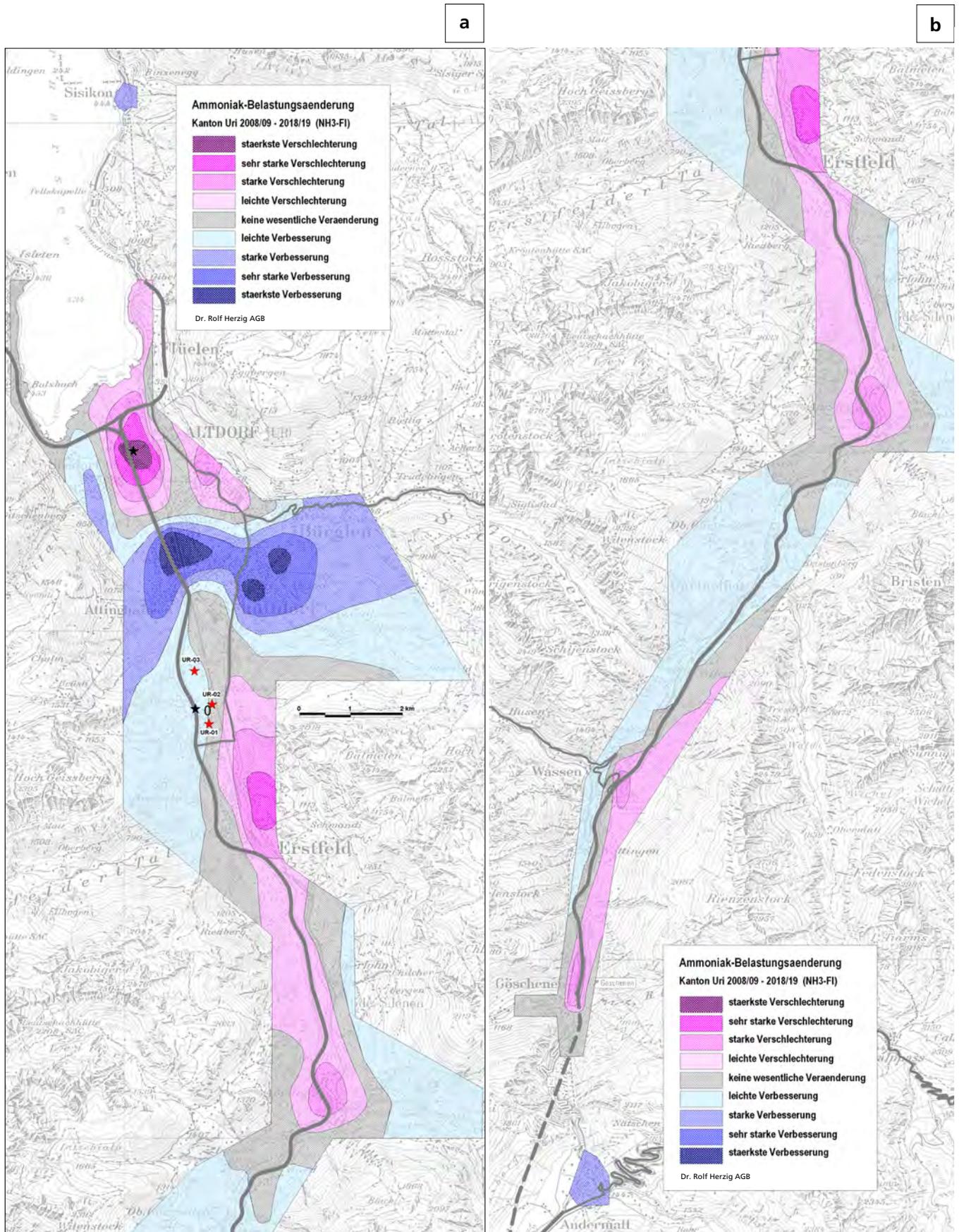


Abb. 6 Differenzkarte zur Veränderung des Ammoniak-Flechtenindex NH₃-FI im Kanton Uri zwischen 2008/09 und 2018/19.
 a) Unteres Reusstal Kanton Uri
 b) Oberes Reusstal Kanton Uri

3.3 Ozon AOT40f-Belastung mit AOT40f-Flechtenindex (AOT40f-FI)

3.3.1 Historische Ozon AOT40f-Belastung von 2008/09

Die historische wie auch aktuelle Belastung mit dem Sekundärschadstoff Ozon AOT40f zeigen im Vergleich zur Primärschadstoff- und Ammoniakbelastung ein völlig neues räumliches Belastungsmuster mit erhöhten bis sehr hohen Belastungen in den Hang- und Höhenzonen und fernab von direkten Emissionsquellen im Talboden. Demgegenüber werden im Talboden und nahe an den Emissionsquellen des Motorfahrzeugverkehrs meist die tiefsten Belastungswerte festgestellt (Abb. 7a, b auf Seite 34). Die entsprechenden Flächenanteile der neun möglichen Veränderungszonen der AOT40f-Belastung sind in der Tabelle 10 aufgelistet.

So waren es bereits zum Zeitpunkt der Erstuntersuchung von 2008/09 ausschliesslich die unteren, mittleren und obersten Hangzonen von Bürglen, Schattdorfer Bergen und den Höhenlagen zwischen Attinghausen und Erstfeld mit dem Bocki sowie in Bristen, Waldi- und Frentschenberg, welche je stark erhöhte Belastungswerte für AOT40f aufwiesen. Dabei wurden die Belastungszonen orange, rot und violett mit einer erhöhten bis sehr hohen Ozonbelastung nachgewiesen, während der ganze Talboden entlang der A2 und Gotthardstrasse mit den grossen Siedlungen und den I/G-Gebieten je eine nur relativ geringe, geringe und vereinzelt sehr geringe Ozon-Belastung aufwiesen. Im Urner Oberland zeigte sich zum Zeitpunkt der Erstuntersuchung eine etwas geringere Ozon AOT40f-Belastung. Im Talboden und verkehrsnah waren es die hellgrüne und grüne Zone mit einer relativ geringen bis geringen Belastung, während die Hang- und Höhenlagen meist mit der gelben Zone mit mässiger Belastung und im Gebiet Wassen und in Vorder Ried mit einer kleinen orangen Zone mit erhöhter Belastung ausgewiesen wurden.

Der flächenmassig grösste Anteil der AOT40f-Belastung wurde in der gelben und hellgrünen Zone (23% und 33%) mit einer mässigen bis relativ geringen Belastung festgestellt, während die stärker belasteten Zonen orange, rot und violett mit 8%, 11% und 9% je geringere Flächenanteile aufwiesen, ebenso auch die dunkelgrüne Zone mit geringer Belastung (Tab 10).

Historische Ozon AOT40f-Belastung 2008/09 - prozentuale Flächenanteile (%)								
höchste Belastung	sehr hohe Belastung	hohe Belastung	erhöhte Belastung	mässige Belastung	relativ geringe Belastung	geringe Belastung	sehr geringe Belastung	geringste Belastung
0.00	9.33	11.49	8.33	23.47	32.52	13.47	1.39	0.00

Tab. 10 Historische Ozon AOT40f-Belastung von 2008/09. Prozentuale Flächenanteile der neun Belastungszonen des AOT40f-FI.

Insgesamt zeigte sich für die Ozon AOT40f-Belastung von 2008/09 in 74% aller untersuchten Gebiete eine mässige bis stärkste Belastung, während in 26% der Gebiete eine relativ geringe bis sehr geringe Belastung nachgewiesen wurde.

3.3.2 Aktuelle Ozon AOT40f-Belastung von 2018/19

Zum Zeitpunkt der ersten Erfolgskontrolle von 2018/19 zeigt sich eine deutlich höhere Ozonbelastung mit AOT40f als bei der Erstuntersuchung von 2008/09 (Abb. 8a,b auf Seite 35). Die entsprechenden Flächenanteile finden sich in Tabelle 11.

Die stärksten Ozonbelastungen mit mit AOT40f zeigen sich im Urner Unterland besonders deutlich in den Hang- und Höhegebieten sowohl zwischen Iselten und Silenen als auch in den Gebieten Bürglen, Haldi und Schattdorfer Bergen. Auch im Oberen Urner Reusstal sind es die Hang- und Höhegebiete von Gurtnellen und Obergurtnellen bis Wassen und auf der anderen Talseite von Hinterried bis und mit Göschenen. In etwas geringerem Ausmass sind auch einige der tieferen Tallagen von erhöhten Belastungen von Ozon AOT40f betroffen. So etwa das Gebiet zwischen Erstfeld und Silenen sowie im Gebiet zwischen Amsteg und bis vor Göschenen, wo sich aktuell die gelbe Belastungszone mit mässiger Belastung anstelle der beiden grünen Zonen mit geringerer Belastung zeigt.

Im Unteren Reusstal zeigen sich aktuell in zwei Zentren mit auffallend tiefen Belastungswerten der sommerlichen Ozon-Belastungssumme AOT40f. Dabei handelt es sich um die beiden Gebiete, welche sowohl ein besonders starkes Verkehrsaufkommen als auch eine erhöhte Ammoniakbelastung aufweisen. Diese befinden sich im A2-Zubringer Altdorf und im Industriegebiet Rossgiessen/Rüttenen und dem benachbarten Gebiet Grund und Schächenmatt von Altdorf.

Tab. 11 Aktuelle Ozon AOT40f-Belastung von 2018/19. Prozentuale Flächenanteile der neun Ozonbelastungszonen des AOT40f-FI.

Aktuelle Ozon AOT40f-Belastung 2018/19 - prozentuale Flächenanteile (%)								
höchste Belastung	sehr hohe Belastung	hohe Belastung	erhöhte Belastung	mässige Belastung	relativ geringe Belastung	geringe Belastung	sehr geringe Belastung	geringste Belastung
15.59	9.87	14.89	16.65	17.47	13.81	7.16	4.28	0.30

Für die aktuelle Ozon AOT40f-Belastung von 2018/19 zeigt sich somit in 74% aller untersuchten Gebiete eine mässige bis stärkste Belastung, während in 26% der Gebiete eine relativ geringe bis geringste Belastung nachgewiesen wurde (Tab. 11).

Ozon wird mit den Flechten als AOT40f, d.h. als sommerliche Ozon-Belastungsdosis (> 40ppb in ppm x h) gemessen. Dieses Belastungsmass dient zum Schutz der Ozon-sensiblen Vegetation (bes. Nadelwälder, Getreide sowie Flechten). AOT40f-Werte von < 5ppm * h gelten als Critical Load zum Schutz von empfindlichen Vegetationstypen. Die im Kanton Uri besonders für 2018/19 gefundenen, hohen AOT40f-Belastungswerte in den orangen Gebieten liegen nahe an diesem Richtwert und überschreiten diesen in den noch stärker belasteten roten bis dunkelvioletten Gebieten.

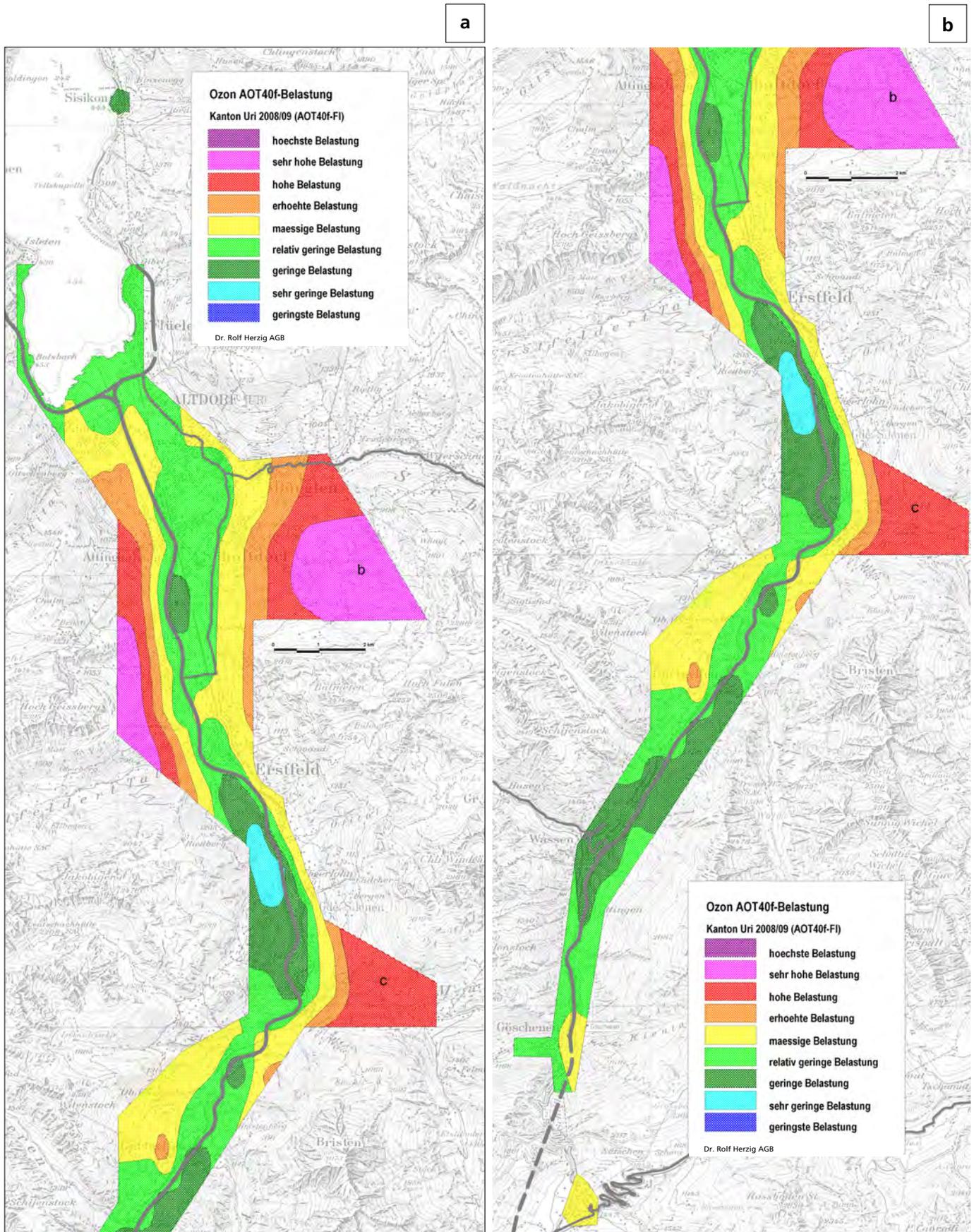


Abb. 7 Ozonbelastung im Kanton Uri von 2008-09 mit AOT40f-Flechtenindex AOT40f-FI
 a) Unteres Reusstal Kanton Uri
 b) Oberes Reusstal Kanton Uri

Die Schadstoffnormierung führt zu einer grösseren Differenzierung im jeweiligen Belastungsausmass, als allgemein üblich ist (z.B. Luftbelastungskarten der Schweiz des BAFU bzw. von Meteotest), was bei Ozon besonders auffällt. Weitere Informationen dazu finden sich in Kapitel 4 auf Seite 49ff.

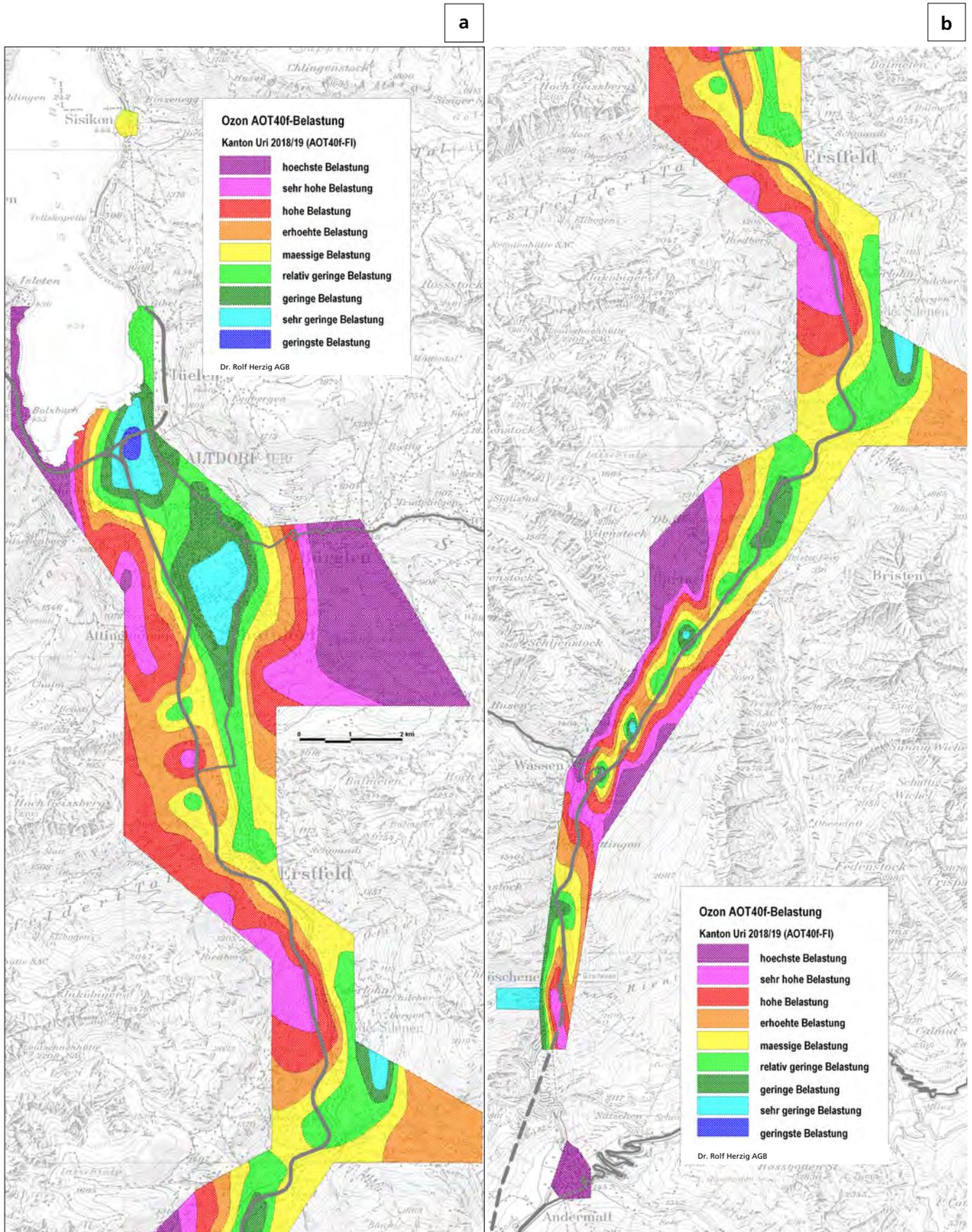


Abb. 8 Ozonbelastung im Kanton Uri von 2018-19 mit dem AOT40f-Flechtenindex AOT40f-FI
 a) Unteres Reusstal Kanton Uri
 b) Oberes Reusstal Kanton Uri

Die Schadstoffnormierung führt zu einer grösserer Differenzierung im jeweiligen Belastungsausmass, als allgemein üblich ist (z.B. Luftbelastungskarten der Schweiz des BAFU bzw. von Meteotest), was bei Ozon besonders auffällt. Weitere Informationen dazu finden sich in Kapitel 4 auf Seite 49ff.

3.3.3 Veränderung der Ozonbelastung zwischen 2008/09 und 2018/19

Die zeitliche Veränderung der Ozonbelastung mit dem bioindikativen AOT40f-Flechtenindex (AOT4f-FI) für Ozon zwischen 2008/09 und 2018/19 wird mit der Differenzkarte von Abbildung 9 a, b auf Seite 37 visualisiert. Die entsprechenden Flächenanteile der neun Veränderungszonen sind in der Tabelle 12 aufgelistet.

Mit vorwiegend orangen, violetten und roten Farbtönen zeigen sich für den Sekundärschadstoff Ozon AOT40f deutliche Belastungserhöhungen seit der Erstuntersuchung vor zehn Jahren. Die Differenzkarte zeigt mit Blautönen aber auch mehrere Gebiete, welche aktuell eine verminderte Ozonbelastung aufweisen (Abb. 9).

Veränderung der Ozon AOT40f-Belastung - % Flächenanteile								
stärkste Verschlechterung	sehr starke Verschlechterung	sehr starke Verschlechterung	leichte Verschlechterung	keine wesentliche Veränderung	leichte Verbesserung	starke Verbesserung	sehr starke Verbesserung	stärkste Verbesserung
15.14	9.32	14.76	17.64	16.85	12.36	9.36	3.32	1.25

Tab. 12 Veränderung der Ozon AOT40f-Belastung zwischen 2008/09 und 2018/19. Prozentuale Flächenanteile der differenziellen Ozonbelastungszonen im Kanton Uri.

Für die zeitliche Veränderung der Ozon AOT40f-Belastung zwischen 2008/09 und 2018/19 zeigt sich insgesamt in 57% aller untersuchten Gebiete eine Belastungszunahme, während es in 26% der Gebiete zu einer Belastungsabnahme gekommen ist. In 17% aller Gebiete ist keine wesentliche Belastungsänderung in der Ozon AOT40f-Belastung festzustellen (Tab. 12).

Zeitliche Veränderung der Ozonbelastung im Unter- und Oberland

Die nach dem Urner Unter- und Oberland getrennte Betrachtung der zeitlichen Belastungsänderung von Ozon AOT40f lässt sich wie folgt zusammenfassen:

Urner Unterland

Hier zeigen sich die stärksten Belastungszunahmen besonders deutlich in den westlichen Hang- und Höhengebieten, dies sowohl zwischen Iselten und Seedorf als auch im Gebiet zwischen Erstfeld und Amsteg, aber auch in den Hang- und Höhengebieten zwischen Bürglen und Schattdorf mit dem Haldi und den Schattdorfer Bergen sowie zwischen Attinghausen und dem Taubbachtal. Im Höhengebiet Bocki zeigt sich eine Verbesserung in der Ozonbelastung, was mit der sehr guten Durchlüftung aus dem Bockitobel erklärt werden kann, welche in diesem Gebiet rascher zu einer Verbesserung führte.

Auffallend im Vergleich zu den westlich der A2 gelegenen verstärkt mit Ozon belasteten Gebieten zeigt sich dagegen aktuell im Grossraum Altdorf und Schattdorf und im A2-Zubringer, im Gebiet vom Hafen Flüelen bis zur Bärenmatte und den Höhenlagen im Gebiet Bocki und Wisliberg eine leichte bis sogar sehr starke Verbesserung in der bioindikativen Ozonbelastung (hellblau - dunkler blau) innerhalb der letzten zehn Jahre, seit der Erstuntersuchung von 2008/09.

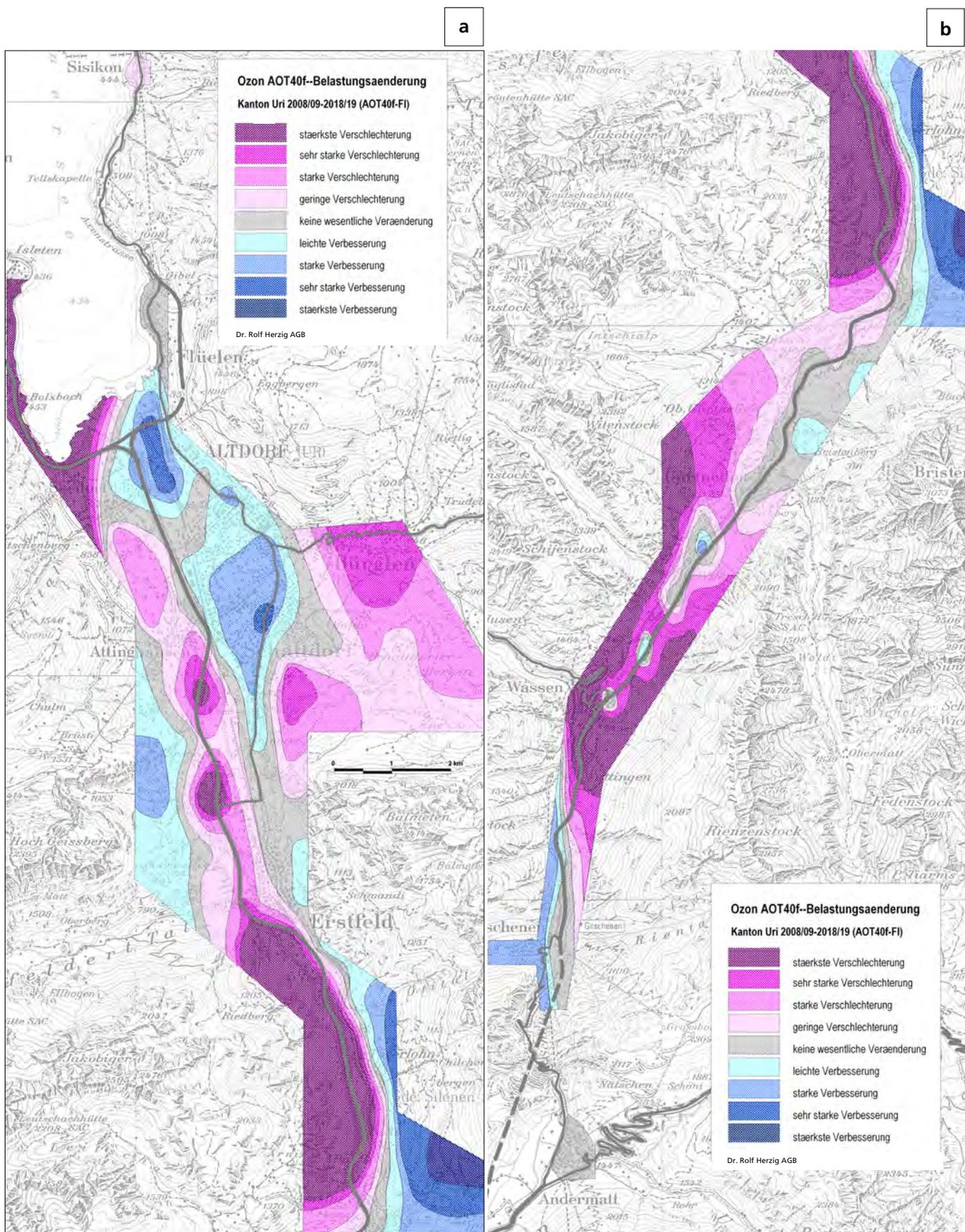


Abb. 9 Differenzkarte zur Veränderung der Ozonbelastung im Kanton Uri zwischen 2009/09 und 2018/19 mit dem AOT40f-Flechtenindex

- a) Unteres Reusstal Kanton Uri
- b) Oberes Reusstal Kanton Uri

Die Schadstoffnormierung führt zu einer grösserer Differenzierung im jeweiligen Belastungsausmass, als allgemein üblich ist (z.B. Luftbelastungskarten der Schweiz des BAFU bzw. von Meteotest), was bei Ozon besonders auffällt. Weitere Informationen dazu finden sich in Kapitel 4 auf Seite 49ff.

Eine leichte Verbesserung der Ozonbelastung (hellblau) zeigt sich in den Gebieten Moosbad, Altdorf Ei, Altdorf Spit, Rossgiessen und Steinmatt. Eine sattblaue starke Verbesserung zeigt sich auch in den Gebieten Grund, der Schächenmatt und Rüttenen und eine dunkelblaue sehr starke Verbesserung findet sich im Altdorfer Gründli und in der Gärbi und Spielmatt von Schattdorf. Diese Entlastungen von Ozon ATO40f im Grossraum von Altdorf und Schattdorf sowie im Gebiet Moosbad und Gartenmatt korrelieren recht gut mit der Entlastung von Primärschadstoffen in diesen Gebieten.

Auch in den östlich gelegenen Hang- und Höhenlagen zwischen Silenen Tägerlohn und Bristen mit dem Gebiet Waldi- und Frentschenberg zeigt sich eine Entlastung in der Ozon AOT40f-Belastung.

Zwischen den stärker und den geringer mit Ozon belasteten Gebieten zeigt sich die grau eingefärbte Zone ohne wesentliche Belastungsänderung von Ozon AOT40f. Diese erstreckt sich von Flüelen bis Gurtellen sowie von Göschenen bis Andermatt, und diese graue Zone trennt die stärker von den geringer mit Ozon belasteten Gebiete mit einem Flächenanteil von 17%.

Mit einer starken Belastungszunahme von Ozon (violett-rot) im ausgedehnten Gebietsstreifen zwischen Attinghausen und Amsteg fallen die Gebiete Dimmerschachen mit der Gotthard-Raststätte und Feldmatt mit dem neuen Schwerverkehrszentrum sowie der ganze A2-Abschnitt mit den westlichen Hang- und Höhegebieten zwischen Erstfeld und Silenen auf.

In diesen Gebieten kam und kommt es zeitweise zu sehr grossem Verkehrsaufkommen - und früher nach dem Gotthardbrand und noch vor der Inbetriebnahme des Schwerverkehrszentrums, während der Tropfendosierung zu ausgedehnten stehenden LKW-Kolonnen mit meist laufenden Motoren. Auch heute kommt es zeitweise noch immer zu Rückstau vom Gotthardtunnel her. Entsprechend viele Primärschadstoffe, als Präkursoren der Ozonsynthese, werden somit in diesem Gebiet zeitweise emittiert. Fehlen diese Präkursoren nachts wegen dem Nachfahrverbot für den Schwerverkehr, kann es zu einem vergleichsweise verringerten Ozonabbau während der Nacht kommen, was sich in insgesamt in steigenden Ozonwerten widerspiegeln kann. Auch ist bekannt, dass die Verkehrszunahme innert der letzten zehn Jahre bedeutend war und insbesondere die sehr heissen Sommermonate in vergangenen Jahrzehnt die Ozonbildung weiter angetrieben haben.

Urner Oberland

Auch im Oberen Urner Reusstal sind es die Hang- und Höhegebiete zwischen Gurtellen und Obergurtellen bis Wassen und auf der anderen Talseite von Hinterried bis ins Gebiet Wattingen von Wassen, welche heute gegenüber vor zehn Jahren sehr deutliche Belastungserhöhungen von Ozon AOT40f aufweisen. In etwas geringem Ausmass sind auch einige der tieferen Tallagen in Amsteg und Wassen von dieser Belastungserhöhung von Ozon AOT40f betroffen. Nur wenige und kleine Gebiete im Urner Oberland zeigen eine verminderte Ozonbelastung, so etwa die höheren und A2-fernen Gebiete von Göschenen und kleinen Gebiete von Wiler und Wassen.

3.4 Luftgesamtbelastung IAP18

3.4.1 Historische Luftgesamtbelastung IAP18 der Erstuntersuchung von 2008/09

Die Luftgesamtbelastung im ganzen Untersuchungsgebiet umfasste zum Zeitpunkt der Erstuntersuchung von 2008/09 noch alle fünf Belastungszonen (Abb. 10 a, b auf Seite 40) und reichte von einer kritischen Gesamtbelastung (rot) bis zu einer sehr geringen Gesamtbelastung der Luft (blau). In den fünf Belastungszonen der Luftgesamtbelastung ergaben sich damals die folgenden prozentualen Flächenanteile (Tab. 13).

Mit einem Flächenanteil von 59% dominierten im Kanton Uri vor zehn Jahren die gelbe, orange und sogar rote Luftgütezone mit einer grossen, mittleren und flächenmässig kleinen kritischen Gesamtbelastung der Luft. Die grüne und blaue Zone mit geringer und sehr geringer Gesamtbelastung fanden sich damals in 41% der Untersuchungsgebiete.

Mit einem Flächenanteil von 31% dominierte damals die gelbe Luftgütezone mit mittlerer Gesamtbelastung, gefolgt von der grünen Zone mit geringer Gesamtbelastung mit 35% und der orangen Zone mit starker Gesamtbelastung mit 28%. Im Untersuchungsgebiet machte die stärkst belastete rote Zone mit kritischer starker Gesamtbelastung 0.8% aus, während die beste Luftqualitätszone blau mit sehr geringer Gesamtbelastung 5.5% der Untersuchungsfläche umfasste. Diese fand sich nur in höher gelegenen Gebieten sowie in einer geschützten Gunstzone im Gebiet Gartenmatt und Gründli.

Luftgesamtbelastung 2008/09 - prozentuale Flächenanteile (%)					
Luftgesamtbelastung (IAP18)	kritische Gesamtbelastung	grosse Gesamtbelastung	mittlere Gesamtbelastung	geringe Gesamtbelastung	sehr geringe Gesamtbelastung
% Fläche	0.79	27.58	30.89	35.28	5.47

Tab. 13 Historische Luftgesamtbelastung im Kanton Uri.

Prozentuale Flächenanteile der fünf Luftgesamtbelastungszonen IAP18 der Erstuntersuchung von 2008/09.

Zur Schaffung von völlig identischen Voraussetzungen, insbesondere auch für die Berechnung der Differenzkarte der Luftgesamtbelastung, wurde auch die historische Luftgütekarte von 2008/09 mit dem Programm (R software; Pakete XLConnect und aikma), nochmals neu berechnet. Die in Abbildung 22 gezeigten prozentualen Flächenanteile gründen auf dieser erneuten digitalen Neuberechnung. Daher weichen auch die neuen prozentualen Flächenanteile geringfügig ab von den entsprechenden Werten im Ergebnisbericht der Erstuntersuchung von 2011, welche zwar auch mittels linearer Interpolation, aber damals noch vollständig von Hand berechnet und gezeichnet.

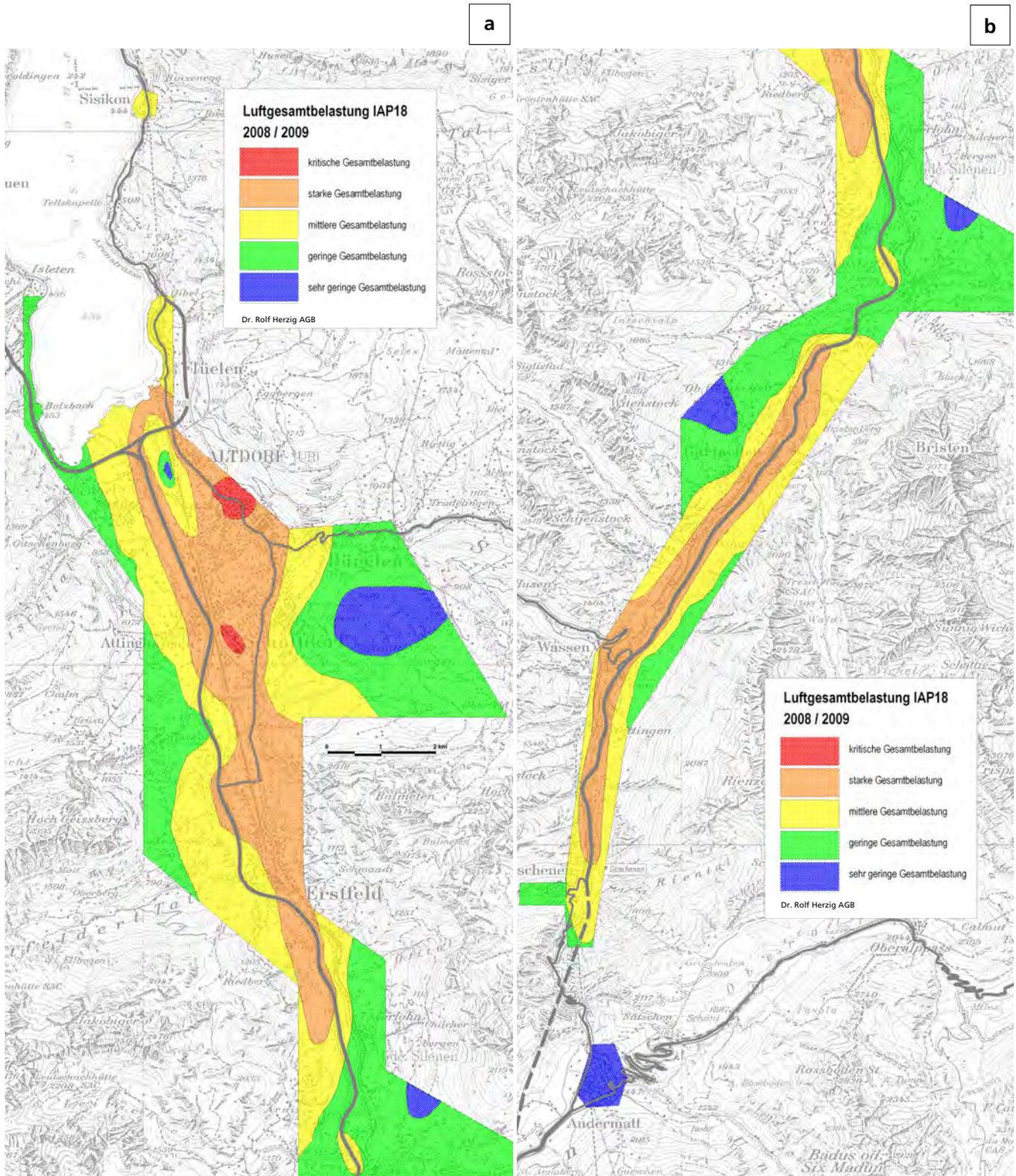


Abb. 10 Luftgesamtbelastung IAP₁₈ im Kanton Uri von 2008/2009 (Erste Kartierung)

a) Unteres Reusstal Kanton Uri von 2008/2009

b) Oberes Reusstal Kanton Uri von 2008/2009

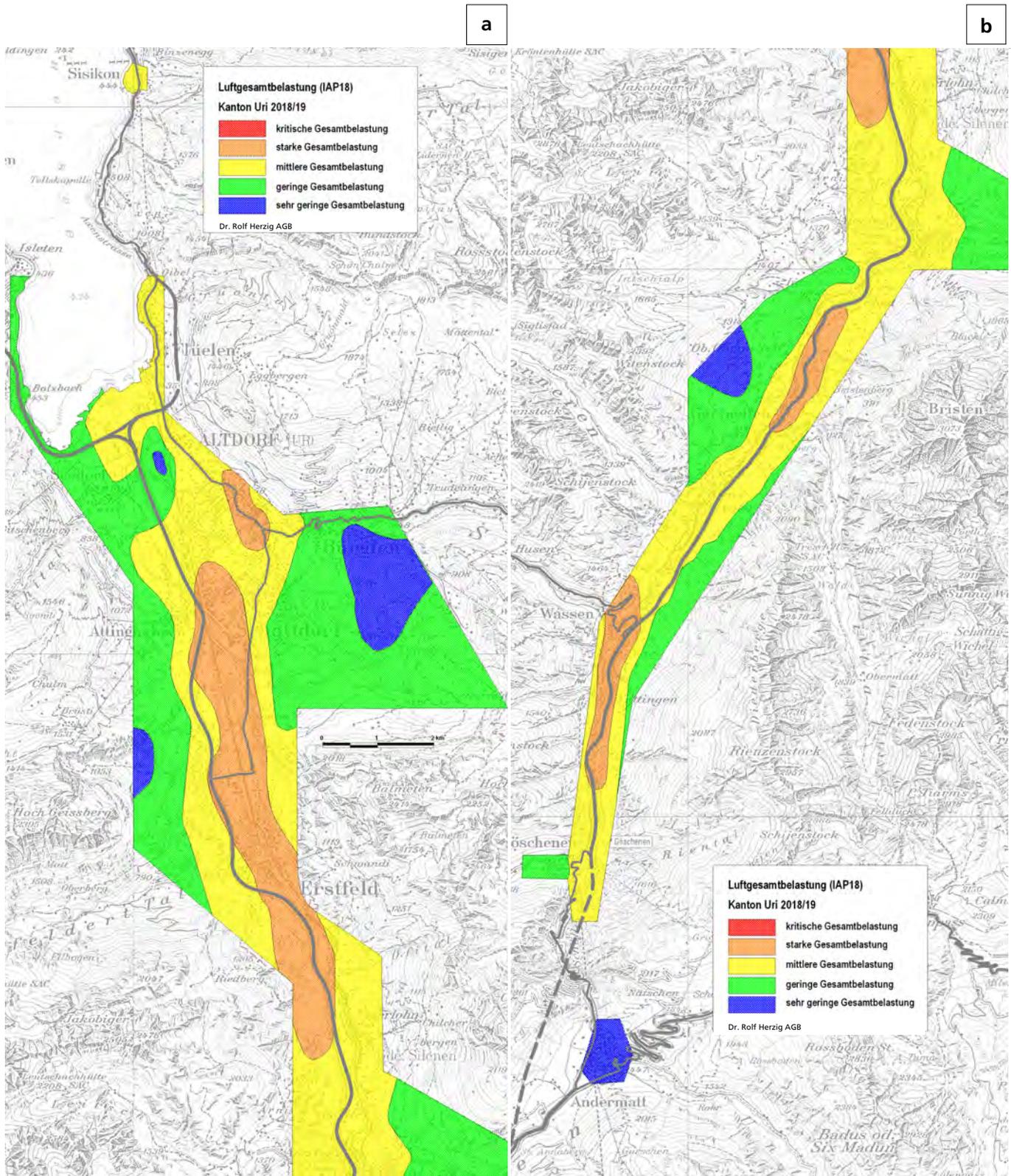


Abb. 11 Luftgesamtbelastung IAP₁₈ im Kanton Uri von 2018/2019 - Erste Erfolgskontrolle, zweite Kartierung
 a) Unteres Reusstal Kanton Uri von 2018/2019
 b) Oberes Reusstal Kanton Uri von 2018/2019

3.4.2 Aktuelle Luftgesamtbelastung IAP18 von 2018/19

Zum Zeitpunkt der ersten Erfolgskontrolle von 2018/19 zeigen sich im Kanton Uri gut sicht- und messbare Verminderungen in der Luftgesamtbelastung (Abb. 11 a, b auf Seite 41). Das deutlichste Zeichen zeigt sich im Verschwinden der ehemaligen roten Flechtenwüste mit einer kritischen Gesamtbelastung aus dem Zentrum von Altdorf und dem Industriegebiet Rossgiessen. Aktuell können nämlich nur noch vier von fünf Gesamtbelastungszonen nachgewiesen werden. Aber auch die Verringerung der orangen Zonen im Unteren wie auch Oberen Urner Reusstal mit starker Gesamtbelastung fallen besonders auf.

Aktuell ergeben sich in den fünf Zonen der Luftgesamtbelastung die folgenden prozentualen Flächenanteile (Tab. 14).

Trotz dem Verschwinden der roten Zone aus Altdorf und dem Industriegebiet Rossgiessen dominieren mit einem Flächenanteil von 57% immer noch die orange und gelbe Luftgütezone mit einer grossen und mittleren Gesamtbelastung der Luft. Die grüne und blaue Zone mit geringer und sehr geringer Gesamtbelastung finden sich aktuell in 43% der Untersuchungsgebiete.

Auch heute dominiert mit einem Flächenanteil von sogar 41% die gelbe Luftgütezone mit mittlerer Gesamtbelastung, gefolgt von der grünen Zone mit geringer Gesamtbelastung von 37% und der orangen Zone mit starker Gesamtbelastung von noch 16%.

Luftgesamtbelastung 2018/19 - prozentuale Flächenanteile (%)					
Luftgesamtbelastung (IAP18)	kritische Gesamtbelastung	grosse Gesamtbelastung	mittlere Gesamtbelastung	geringe Gesamtbelastung	sehr geringe Gesamtbelastung
2018/19					
% Fläche	0.00	16.16	40.83	36.67	6.31

Tab. 14 Aktuelle Luftgesamtbelastung im Kanton Uri.

Prozentuale Flächenanteile der fünf Luftgesamtbelastungszonen IAP18 der Ersten Erfolgskontrolle von 2018/19.

Die beste Luftqualitätszone blau mit sehr geringer Gesamtbelastung zeigt sich heute in 6% der Untersuchungsfläche. Diese Gunstzonen finden sich auch heute wieder und nur in höher gelegenen Gebieten sowie in einer geschützten Gunstzone im Talboden im Gebiet Gründli. Auch Andermatt befindet sich wie in der Erstuntersuchung in der besten blauen Luftgütezone mit sehr geringer Luftgesamtbelastung.

Aktuelle Luftgesamtbelastung von 2018/19 nach Belastungszonen

Rote Zone mit kritischer Gesamtbelastung nicht mehr nachweisbar

Aktuell kann die frühere kleine rote Zone mit kritischer Gesamtbelastung (Flechtenwüste) nicht mehr nachgewiesen werden.

Vor zehn Jahren zeigte sich diese noch mit geringer Flächenausdehnung auf im sehr stark verkehrsbelasteten Kerngebiet von Altdorf, das auch wichtige Wohnquartiere sowie im Industriegebiet Schattdorf-Rossgiessen.

Orange Zone mit starker Gesamtbelastung deutlich reduziert

Die orange Zone mit starker Gesamtbelastung (Innere Kampfzone), welche noch vor zehn Jahren fast den gesamten Talboden entlang der A2 und der Gotthardstrasse zwischen dem Hafen und Industriegebiet Flüelen über Erstfeld bis Silenen und von Gurtnellen bis zum Gotthard-Portal der A2 in Göschenen bedeckte, hat sich aktuell deutlich verkleinert. Die Flächenausdehnung hat sich um 12% verringert und beträgt heute noch 16%.

Auffallend ist diese Luftqualitätsverbesserung besonders im Grossraum Altdorf, wo sich die orange Zone aus den Gebieten im Hafen Flüelen und den Altdorfer Quartieren Mossbad, Chorn- und Grossmatt, Ei und bis nach Hartofingen, aber auch in den an der A2 gelegenen Gebieten von Seedorf (Seedorf und Wit Allmeini und Bärenmatt von Altdorf), zugunsten der gelben Zone und teilweise sogar grünen Zone, zurückgebildet hat. Auch im Oberen Reusstal hat sich die orange Zone auf den Gebietsstreifen zwischen Hinterried und Felliboden sowie auf Wassen bis ins Gebiet Rütteli vor Göschenen zu Gunsten der gelben Zone zurückgebildet.

Gelbe Zone mit mittlerer Gesamtbelastung deutlich grösser

Im Masse der Verringerung der orangenen Zone hat sich die gelbe Zone mit mittlerer Gesamtbelastung (Äussere Kampfzone) um 10% vergrössert, was zu einer deutlichen Belastungsminderung in diesen Gebieten geführt hat. Dies betrifft besonders die in der orangenen Zone beschriebenen Gebiete. Zu dieser Luftgütezone zählen aktuell auch Flüelen und Sisikon sowie die Gebiete Taubach und Feldmatt. Allerdings wird diese gelbe Zone in der Feldmatt von der A2 deutlich begrenzt. Infolge sehr guter Durchlüftung vom Maderanertal her zeigt sich diese Luftgütezone mit mittlerer Gesamtbelastung erneut auch zwischen Silenen und Amsteg und dies sogar in Autobahnnähe.

Grüne Zone mit geringer Gesamtbelastung leicht grösser

Die grüne Zone mit geringer Gesamtbelastung (Übergangszone) beschränkt sich auch aktuell weitgehend auf die seenahen Gebiete von Seedorf und Bolzbach und die westlichen Hangzonen und Berggebiete zwischen Bolzbach und Erstfeld, Haldi und Schattdorfer Bergen sowie die höher gelegenen Gemeindegebiete von Bürglen und Schattdorf sowie Höhengebiete zwischen Silenen und Bristen und zwischen Intschi und Gurtnellen und den östlich exponierten Hanggebieten bei Wassen.

Blaue Zone mit sehr geringer Gesamtbelastung leicht grösser

Diese Gunstzonen bester Luftqualität beschränken sich auch aktuell fast ausschliesslich auf die Höhengebiete in den Schattdorfer Bergen und auf Obergurtnellen sowie Andermatt und neu auch auf das sehr kleine Gebiet im obersten Bocki oberhalb von Erstfeld.

Zur dieser blauen Gunstzone zählt auch weiterhin das sehr kleine Gebiet im Gründli und der Gartenmatt am Gissenbach. Allerdings haben die schadstoffspezifischen Auswertungen eine sehr hohe Ammoniak- und gleichzeitig relativ geringe Ozonbelastung in diesem Gebiet nachgewiesen. Die hohe Ammoniakbelastung im Gebiet erklärt auch die starke Schädigung der Baumflechten, welche bei der Wiederholungskartierung festgestellt wurde.

3.4.3 Veränderung der Luftgesamtbelastung IAP18 zwischen 2008/09 und 2018/19

Die zeitliche Veränderung der Luftgesamtbelastung mit dem Gesamtbelastungsindikator (IAP18) zwischen 2008/09 und 2018/19 wird mit der Differenzkarte von Abbildung 12 a, b auf Seite 47 visualisiert. Diese veranschaulicht die kumulative und kombinierte Schädigung aller phytotoxischen Schadstoffe auf die immissionsempfindlichen Baumflechten. Die entsprechenden Flächenanteile der sieben möglichen Veränderungszonen sind in der Tabelle 15 aufgelistet.

Mit blauen, violetten, roten und grauen Farbtönen zeigen sich in der Differenzkarte in Kanton Uri sowohl Verbesserungen und Verschlechterungen als auch weitgehend konstante Verhältnisse in der Luftgesamtbelastung der letzten zehn Jahre.

Insgesamt zeigt sich in 33% der Untersuchungsgebiete eine fast doppelt so starke Verbesserung, während in 17% der Gebiete eine Verschlechterung der Luftgesamtbelastung festgestellt wird. Allerdings beträgt der Anteil der Gebiete ohne wesentliche Veränderung hohe 49%. Die festgestellten Verbesserungen und Verschlechterungen fallen je fast vollständig in die Belastungsklassen mit einer geringen Veränderung. Eine leichte Verbesserung zeigt sich in 32% der Gebiete und steht in 15% der Gebiete einer Verschlechterung der Luftgesamtbelastung gegenüber. Beide Klassen mit einer starken Verbesserung bzw. Verschlechterung zeigen sich hingegen nur in 1-2% der Untersuchungsgebiete.

Die Zonen mit der je stärksten Veränderung der Luftgesamtbelastung konnten mit der ersten Erfolgskontrolle noch gar nicht nachgewiesen werden.

Veränderung der Luftgesamtbelastung - prozentuale Flächenanteile (%)							
Veränderung der Luftgesamtbelastung (IAP18)	sehr starke Verschlechterung	starke Verschlechterung	leichte Verschlechterung	keine wesentliche Veränderung	leichte Verbesserung	starke Verbesserung	sehr starke Verbesserung
% Fläche	0.00	2.11	15.03	49.17	32.38	0.96	0.00

Tabelle 15 Veränderung der Luftgesamtbelastung zwischen 2008/09 und 2018/19.

Prozentuale Flächenanteile der differenziellen fünf Belastungsstufen für den Luftgesamtbelastungsindikator IAP18.

Bei anhaltendem Reduktionstrend der allgemeinen Immissionsbelastung darf für eine nächste Erfolgskontrolluntersuchung damit gerechnet werden, dass sich besonders im Grossraum Altdorf erste Gebiete mit einer sehr starken Verringerung der Luftgesamtbelastung zeigen werden.

Zonenweise Veränderung der Luftgesamtbelastung

Gebiete mit verminderter Luftgesamtbelastung

Eine aktuell geringere Luftgesamtbelastung gegenüber der Erstuntersuchung vor zehn Jahren zeigt sich im Grossraum Altdorf - Bürglen und Schattdorf, im ganzen 18 km² grossen Gebiet von Flüelen, über Seedorf, Attinghausen und westlich der A2 bis nach Erstfeld. Der weitaus grösste Anteil dieser Gebiete zeigt eine leichte Verbesserung der Luftgesamtbelastung (hellblau).

Eingelagert in diesem Gebiet mit leichter Verbesserung finden sich vier kleinere Gebiete mit einer starken Verbesserung, so in den Gebieten des Schwimmbads und der Eggerbergbahn, entlang der Flüeler- und Seedorferstrasse bis Moosbad sowie im Gebiet Steinmatt und Wijer. Dabei handelt es sich bis auf das letztgenannte um Gebiete mit erhöhten Verkehrsfrequenzen (Parkplätze Schwimmbad, Eggerbergbahn, starke Strassensteigung nach Bürglen). Trotz der verminderten Emissionsreduktion seitens des Mfz-Verkehrs (Dieselskandal) sind offensichtlich deutliche Reduktionen im Verkehrsbereich erkennbar. Auch in Sisikon zeigt sich eine leichte Verbesserung. Auch im Oberen Urner Reusstal zeigt sich im Gebiet zwischen Gurtellen, Wiler und Wassen eine leichte Verbesserung der Luftgesamtbelastung.

Gebiete mit verstärkter Luftgesamtbelastung

Im Unteren Urner Reusstal zeigen sich in drei unterschiedlichen Gebieten und sowohl in Tal- als auch in Hanglagen auch leichte bis starke Veränderungen in der Luftgesamtbelastung:

- In der Pfaffenmatt ist es das Gebiet von zwischen der A2 und der Gotthardstrasse zwischen Dimmerschachen und der A2-Zubringer. In diesem Gebiet wurden während des Gotthardtunnelbaus riesige Mengen Ausbruchmaterial zwischengelagert (Staub- und NO_x Emission), und später weitertransportiert und für die Seeaufschüttung genutzt. Bereits zum Zeitpunkt der Erstuntersuchung wurde im Gebiet Ripshausen das Schwerverkehrszentrum gebaut und 2009 eröffnet. Dieses führte seither zu vermehrten LKW-Emissionen in diesem Gebiet.
- Im Gebiet zwischen Silenen Buechholz und Amsteg zeigt sich das grösste Gebiet mit einer leichten und in der Hangzone sogar mit einer starken Verschlechterung der Luftgesamtbelastung. In diesem Gebiet sind es mit grosser Wahrscheinlichkeit die festgestellte erhöhte Ozon AOT_{40f}-Belastung, welche zur verstärkten Luftgesamtbelastung führten.
- Im höheren Göschenen und Richtung Göschenalp zeigt sich ein weiteres Gebiet mit einer leichten Verschlechterung.
- Schliesslich zeigt sich auch in den oberen Schattdorfer Bergen bis ins Oberfeld ab ca. 1280 Höhenmetern ein Gebiet mit einer leichten Verschlechterung der Luftgesamtbelastung.

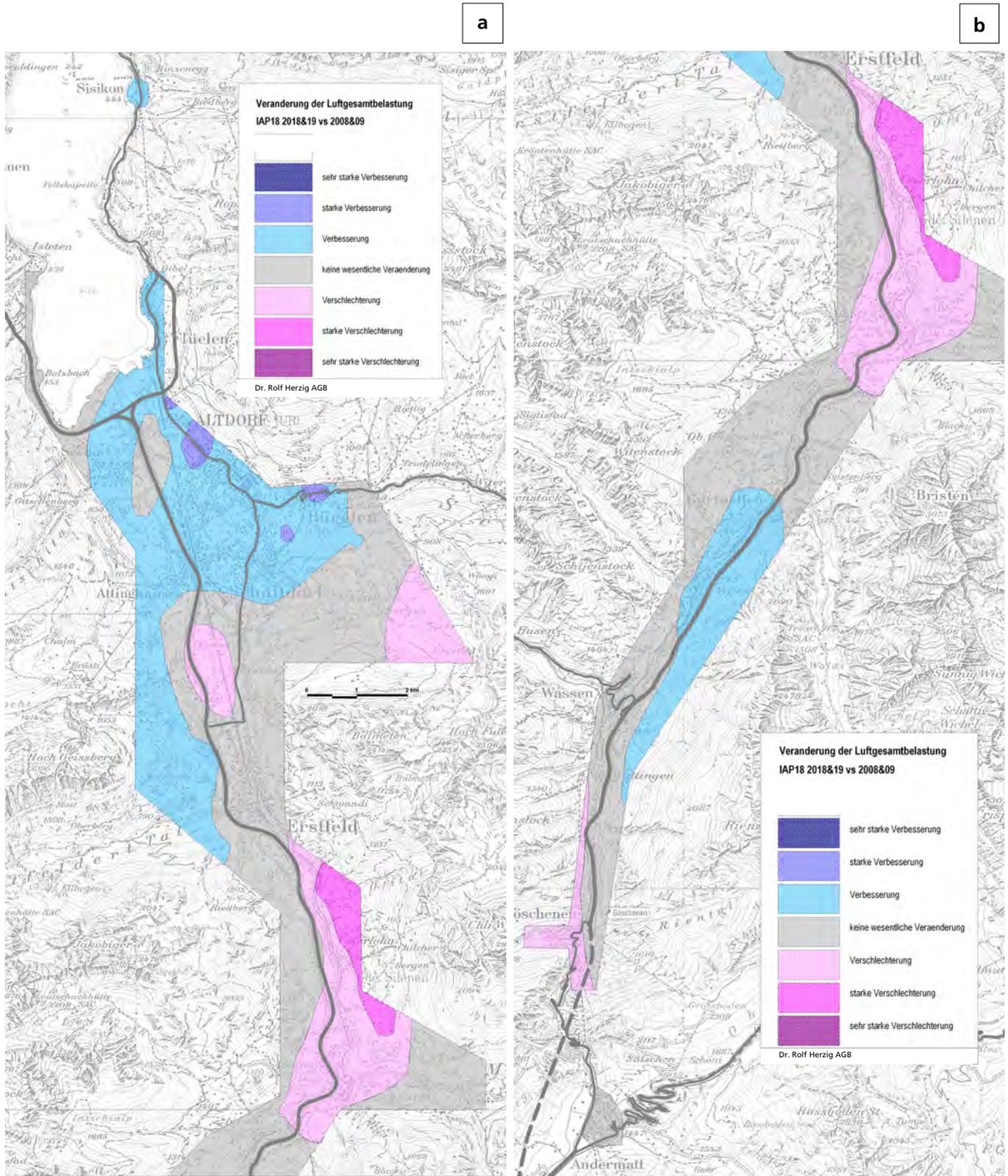


Abb. 12 Differenzkarte zur Veränderung der Luftgesamtbelastung IAP₁₈ im Kanton Uri zwischen 2018/19 und 2008/09
 a) Veränderung der Luftgesamtbelastung Unteres Reusstal Kanton Uri
 b) Veränderung der Luftgesamtbelastung Oberes Reusstal Kanton Uri

4. Vergleich der schadstoffspezifischen Luftgütekarten mit Flechten mit der Immissions- und Verkehrsentwicklung

Vergleich der verschiedenartigen Belastungskarten

Im Kapitel 4 werden die verschiedenartigen Belastungskarten der modellierten und der punktuell gemessenen Luftimmissionen und der daraus mit Flechten abgeleiteten bioindikativen Belastungskarten der neuartigen Flechten-Indizes für die kumulative Primärschadstoff- und die Ammoniak- und Ozon AOT40f-Belastung gemeinsam dargestellt und interpretiert. In dieser Darstellung ebenfalls enthalten ist der IAP₁₈ der integralen Luftgesamtbelastung.

Am Beispiel der Erstuntersuchung im Kanton Uri von 2008/09 werden in den nachfolgenden synoptischen Belastungskarten in Abbildung 13 die folgenden Belastungsgrössen zur Luftqualität in den verschiedenen Teilkarten (a - k) dargestellt:

1. Modellierte Immissionskarten, soweit möglich ergänzt mit punktuellen Immissionsmessungen:
 - modellierte Immissionskarten mit dreijährigen Jahresmitteln (2007-09) für NO₂ (a), PM10 (b) und SO₂ (c), je mit Konzentrationsangaben in µg/m³.
2. Normierte Immissionskarten in neun Belastungsstufen, wie sie für die Rekalibration und Entwicklung der schadstoffspezifischen Flechten-Indizes verwendet wurden für:
 - Primärschadstoff-Immissions-Index PS-I (d) für die kumulative Primärschadstoff-Belastung von (NO₂, PM10 und SO₂) *
 - Ammoniak-Immissions-Index NH₃-I (f)
 - Ozon-Immissions-Index AOT40f -I (h),
je mit relativen Konzentrationsangaben im Intervall (0,1).
Infolge der Schadstoffnormierung, welche zur Entwicklung der Flechtenschadstoffmodelle erforderlich war, zeigen diese normierten Karten eine grössere Differenzierung im jeweiligen Belastungsausmass, als allgemein üblich ist (z.B. Luftbelastungskarten der Schweiz des BAFU).
3. Normierte schadstoffspezifische Belastung mittels Flechten für:
 - Primärschadstoff-Flechten-Index PS-FI (e)
 - Ammoniak-Flechten-Index NH₃-FI (g)
 - Ozon-Flechten-Index O₃-FI (i)
4. Luftgesamtbelastungsindikator IAP₁₈ als Mass der integralen Luftgesamtbelastung (k).

Weitere Details zu den Methodengrundlagen der drei schadstoffspezifischen Flechten-Indizes und des IAP₁₈ finden sich im Kapitel 7.1 und 7.2 im Anhang.

*) Der Primärschadstoff-Immissions-Index PS-I wurde mit einer Hauptkomponentenanalyse aus den Modelldaten von NO₂, PM10 und SO₂ von 2007-09 gewonnen.

4.1 Vergleich der Belastungskarten

4.1.1 Modellierete Immissionsbelastung

Wie aus den Belastungskarten a, b und c von Abbildung 13 ersichtlich ist, zeigte sich im Kanton Uri zum Zeitpunkt der ersten Flechtenuntersuchung von 2008/09 ein sehr differenziertes Bild der Immissionsbelastung. Diese Belastungskarten gründen auf der von Meteotest an unseren Flechtenbaumstandorten modellierten Immissionsbelastung von NO₂, SO₂, PM₁₀, NH₃ und Ozon AOT40f, je gemittelt als Jahresmittelwerte über drei Jahre (2007-09).

Primärschadstoff-Belastungskarten

Für die Primärschadstoffe NO₂ (Abb. 13 a) und PM₁₀ (Abb. 13 b) zeigte sich mit gelben und orangen Farbtönen eine mässige bis erhöhte Belastung, dies im ganzen Unteren Urner Reusstal und für NO₂ teilweise auch entlang der A2 im oberen Reusstal. Im Grossraum von Altdorf bis Erstfeld zeigten sich noch 2008/09 besonders für PM₁₀ modellierete Immissionswerte der orangen Zone (20 - 24µg/m³), welche vielfach noch leicht über dem PM₁₀-Grenzwert von 20µg/m³ lagen. Für NO₂ zeigten sich in der orangen Zone meist Werte im Grenzwertbereich und in der roten Zone modellierete Belastungswerte von 23 - 29µg/m³. In der gelben Zone fanden sich Werte von 18.6 - 23.3µg/m³. Mit blauen und dunkelgrünen Farbtönen zeigte sich hingegen im Kanton Uri bereits 2008/09 eine nur geringe bis sehr geringe modellierete SO₂-Belastung (Abb. 13 c).

Aus diesen drei Primärschadstoffkarten resultierte für 2008/09 eine ebenfalls mässige bis sogar hohe kumulative Primärschadstoffbelastung (Abb. 13 d) der drei primären Schadstoffe NO₂, PM₁₀ und SO₂. Gewonnen wurde dieser kumulative Primärschadstoff-Index während der Rekalibration mittels einer Hauptkomponentenanalyse mit den Daten der Primärschadstoffe NO₂, PM₁₀ und SO₂.

Ammoniak-Belastungskarten

Für Ammoniak zeigte sich in der Belastungskarte (Abb. 13 h) für 2008/09 mit gelben bis roten Farbtönen im Grossraum Altdorf eine mässige bis hohe modellierete Belastung. Der Höchstwert von 8.4µg/m³ zeigte sich in der landwirtschaftlich intensiv genutzten nördlichen Grossmatt. Relativ hohe Werte von 4 - 6µg/m³ zeigten sich aber auch in der Cholrütli und in der A2-nahen nördlichen Landwirtschaftszone im Gebiet Giessenhof und Neuhof sowie Riet im Gebiet Moosbad. Im Oberen Reusstal zeigten sich für 2008/09 meist tiefere modellierete NH₃-Werte von bis zu 1.7µg/m³.

Ozon AOT40f-Belastungskarten

Ein gegenüber Primärschadstoffen und Ammoniak vollkommen verschiedenes Belastungsmuster zeigte sich für Ozon AOT40f (Abb. 13 f), welches in erhöhten Gebieten mit orangen bis dunkel-roten Farbtönen bereits 2008/09 eine erhöhte bis sehr hohe Belastung aufwies.

Erste Flechtenunter- suchung im Kanton Uri von 2008/09

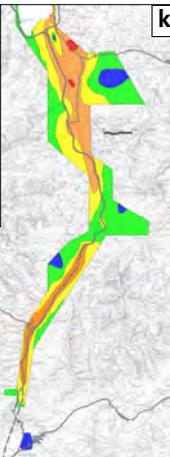
Modellierte Schadstoffkarten
und schadstoffspezifische
Luftgütekarten mit Flechten
sowie Karte der
Luftgesamtbelastung IAP₁₈

Die Gebietsbegrenzung der Urner
Flechtenuntersuchungen sind in den
Teilkarten a, b, c, d, f und h mit einer
schwarzen Linie gekennzeichnet.

Mit einer grauen Umrisslinie gekenn-
zeichnet sind die voneinander abhän-
gigen Grössen zur Berechnung des Pri-
märschadstoff-Immissions-Index (PS-I)
und des daraus abgeleiteten Primär-
schadstoff-Flechten-Index (PS-FI).

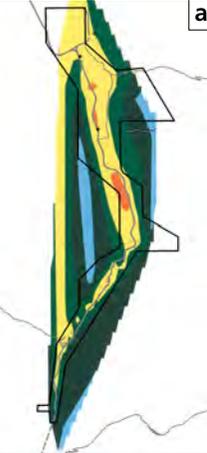
Luftgesamtbelastung IAP₁₈

Farbcode / Gesamtbelastungsklasse



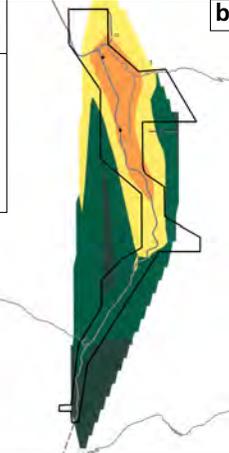
NO₂

Farbcode / Bel.klasse / Konz. µg/m³



PM10

Farbcode / Bel.klasse / Konz. µg/m³



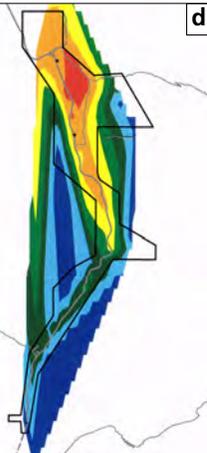
SO₂

Farbcode / Bel.klasse / Konz. µg/m³



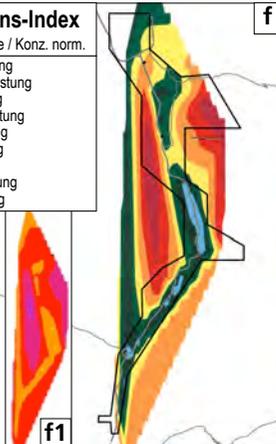
Primärschadstoff- Immissions-Index

Farbcode / Bel.klasse / Konz. norm.



AOT40f-Immissions-Index

Farbcode / Belastungsklasse / Konz. norm.



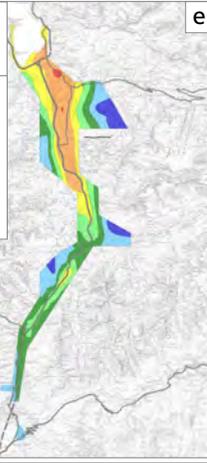
NH₃-Immissions-Index

Farbcode / Belastungsklasse / Konz. norm.



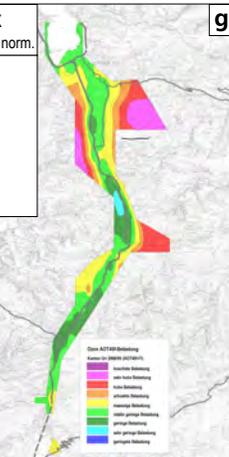
Primärschadstoff- Flechten-Index

Farbcode / Belast.klasse / Konz. norm.



AOT40f-Flechten-Index

Farbcode / Belastungsklasse / Konz. norm.



NH₃-Flechten-Index

Farbcode / Belast.klasse / Konz. norm.

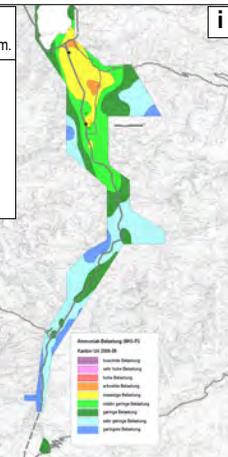


Abb. 13 Kanton Uri 2008/09: Modellerte Immission und mit Flechten abgeleitete Primärschadstoff-, AOT40f-, Ammoniak-Belastung sowie Luftgesamtbelastung IAP₁₈.

Demgegenüber zeigten die tiefer gelegenen, siedlungs- und verkehrsgeprägten Gebiete im Urner Unterland meist gelbe, grüne und blaue Farbtöne mit einer mässigen und relativ geringen bis sehr geringen AOT40f-Belastung.

In der Abbildung 13 f ist die normierte Ozon AOT40f-Belastung im Intervall (0,1) dargestellt. Diese Belastungskarte weist eine grössere Differenzierung auf als die besser bekannten, weniger differenzierten modellierten Belastungskarten der Schweiz des BAFU. Auch die weniger differenzierte Karte von Abbildung 13 f1 zeigt für das ganze Urnerland und 2007-09 eine erhöhte bis hohe AOT40-Belastung mit etwas geringeren Werten im Talboden. Diese Karte wurde im Rahmen der Methodenrekalibration erstellt.

Bezogen auf die absoluten Belastungswerte von AOT40f zeigten die sehr stark belasteten violetten Gebiete in den höchst gelegenen Lagen von 2008/09 Belastungswerte von Ozon AOT40f von über 15.7 ppm*h auf, während die sehr gering belasteten hellblauen Gebiete von Abbildung 13 f Werte von 9-10 ppm*h aufwiesen.

Als Critical Value zum Schutz ozonempfindlicher Wälder gelten 5 ppm*h. Dieser Schutzwert wurde im Kanton Uri bereits bei der Erstuntersuchung der Flechten von 2008/09 weiträumig überschritten.

Für die zweite Urner Flechtenuntersuchung von 2018/19 liegen seitens des Rekalibrationsprojektes, welches nur Daten bis maximal 2017 berücksichtigen konnte, leider keine modellierten Immissionskarten von Meteotest mehr vor. Deshalb wurden die schadstoffspezifischen Belastungskarten für die Primärschadstoffe, Ammoniak und Ozon AOT40f von 2018/19 mit den qualitativ hochwertigen statistischen Regressionsmodellen dieser schadstoffspezifischen Flechtenschadstoffmodelle gewonnen.

4.1.2 Vergleich von modellierter und gemessener Immissionsbelastung

Im Kanton Uri erlauben die beiden Fixmessstationen Altdorf Gartenmatt und Uri-A2 mit permanenten Messungen von NO₂, PM10 und Ozon den Direktvergleich mit den modellierten Immissionskarten (Abb. 13 a, b, c). Zusätzlich existiert seit 1999 ein umfangreiches Messnetz mit NO₂-Passivsammlern im ganzen Kantonsgebiet. Auch diese Daten erlauben einen weiteren Vergleich zur Plausibilität der modellierten Immissionsdaten der Flechten-Erstuntersuchung von 2008/09.

Für NO₂ und PM10 ergibt sich an beiden Fixmessstationen eine gute Plausibilität mit dreijährigen Jahresmittelwerten von 2007-09.

Am Messstandort Altdorf Gartenmatt stehen gemessene NO₂ von 25.5 µg/m³ einem gelben Zonenwert von 18.6 - 23.3 µg/m³ in der modellierten NO₂-Karte gegenüber (Abb. 13 a). Für Uri-A2 liegt für NO₂ ein Dreijahresmittelwert von 35.6 µg/m³ vor, welcher einem orangen Zonenwert von 23.3 - 28.7 µg/m³ in der modellierten NO₂-Karte gegenüber steht. Der leicht erhöhte Messwert resultiert aus der noch deutlich höheren NO₂-Belastung von 2007.

Innert zehn Jahren seit der Flechten-Erstuntersuchung zeigt sich an der Fixmessstation Altdorf Gartenmatt für NO_2 eine Belastungsminde- rung von 26.6% und von 26.3% für Uri-A2, je verglichen mit zweijäh- rigen Jahresmitteln von 2008/09 gegenüber 2018/19.

Für PM_{10} ergeben sich für beide Fixmessstationen die folgenden, gemessenen zweijährigen Belastungsmittelwerte: Altdorf Gartenmatt von $17.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und Uri-A2 mit $25.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, letzterer bezogen auf Zweijahresmittel 2005/06, infolge Messausfalls. Beide liegen in der orangen Zone der modellierten PM_{10} -Karte mit einem Zonenwert von 20 - $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Abb. 13 b). Für PM_{10} und die Fixmessstation Alt- dorf Gartenmatt zeigt sich innert zehn Jahren eine Belastungsminde- rung von 28.8% und für Uri-A2 von sogar 54%, letztere allerdings bezogen auf den PM_{10} -Ausgangswert von 2005/06, infolge Messaus- falls von 2008-2009.

4.1.3 Schadstoffspezifische Immissionsbelastung mittels Flechten-Index

Ausgehend von der modellierten Primärschadstoffbelastung mit dem Primärschadstoff-Immissions-Index (PS-I), dem Ozon AOT40f Immis- sions-Index und dem Ammoniak-Immissions-Index wurden aus den Flechtendaten beider Untersuchungen von 2008/09 und 2018/19 mit den in der Rekalibration neu entwickelten Flechten-Schadstoffmodel- len die schadstoffspezifischen Flechten-Indizes und entsprechende Belastungskarten berechnet, so auch von Abbildung 13:

- Primärschadstoff-Flechtenindex PS-FI, nachfolgend in Teilkarten (e)
- Ammoniak-Flechtenindex NH_3 -FI, in Teilkarten (g)
- Ozon AOT40f-Flechtenindex AOT40f-FI, in Teilkarten (i)

In der Abbildung 13 betrifft dies somit die Teilkarten e, g und i.

Im Direktvergleich der Belastungsmuster der modellierten mit der bio- indikativen Primärschadstoff-, Ammoniak- und Ozon AOT40f-Belas- tung lässt sich die hohe Korrelation dieser Schadstoffmodelle sehr gut erkennen.

Bei der Rekalibration mit den Immissionsmodellierungen ergab sich für die regionalisierten Zentralschweizer Flechtenschadstoffmodelle mit Daten ab 1994 bis 2014 für den Primärschadstoff-Index (PS-FI) ein qualitativ hochwertiges adjustiertes R^2 von 0.87. Für den Ammoniak- Flechtenindex (NH_3 -FI) resultierten ein adjustiertes R^2 von 0.73 und für den Ozon AOT40f-Flechtenindex (AOT40f-FI) ein adjustiertes R^2 von 0.76.

Bezogen allein auf den Urner Datensatz der Erstuntersuchung von 2008/09 ergaben sich die folgenden adjustierten R^2 für die Flechten- schadstoffmodelle: PS-FI $R^2 = 0.93$; NH_3 -FI $R^2 = 0.60$; AOT40f-FI $R^2 = 0.76$. Für den IAP18 und die Zielvariablen NO_2 , PM_{10} , SO_2 , NH_3 und AOT40f ergab sich mit denselben Daten ein R^2 von 0.53.

Die vollständigen Ergebnisse der IAP-Methoden-Rekalibration finden sich in Kapitel 7.1.

4.2 Belastungstrends der tatsächlich gemessenen Luft-Immissionen im Kanton Uri

An beiden Urner Fixmessstationen Altdorf Gartenmatt und Uri-A2 lässt sich die zeitliche Entwicklung der NO₂, PM₁₀ und der Ozonbelastung seit 1999 bzw. 2001 genau verfolgen. Ebenso auch für das umfangreiche Messnetz der NO₂-Passivsammler seit 1999.

Zeitliche Entwicklung der NO₂-Belastung

Gemäss den Abbildungen 14 und 15 zeigt sich an beiden Fixmessstationen Altdorf Gartenmatt und Uri-A2 ein starker und stetiger Belastungsrückgang der NO₂-Belastung. Der gemessene Jahresmittelwert unterschreitet den Immissionsgrenzwert der LRV (IGW) am Standort Altdorf Gartenmatt bereits seit 2001, während dies am Autobahnstandort Uri-A2 erst seit 2016 der Fall ist. Eine etwas geringere Belastungsreduktion zeigt sich je auch für die NO₂ 95%-Perzentilwerte sowie für die maximalen NO₂ Tagesmittelwerte.

Ein ähnliches Bild zeigt sich für die NO₂-Passivsammler (Abb. 16). Bis auf die beiden Messstandorte Altdorf von Roll Haus und Altdorf Gross Ei unterschreiten seit 2016 alle anderen Standorte den LRV-Grenzwert von 30 µg/m³. Die meisten Passivsammler-Messstandorte zeigen seit Messbeginn von 1999 bei gewissen Fluktuationen einen leichten Rückgang in der NO₂-Belastung. Seit 2015 zeigt sich an verschiedenen Standorten (z. B. Altdorf von Roll Haus, Altdorf Spital, Altdorf Gross Ei, Amsteg Grund, Gurtnellen Wiler) ein verstärkter Belastungsrückgang, welcher auch mit den deutlich verbesserten Abgasvorschriften für Motorfahrzeuge (EuroNorm) zu erklären ist. Am Höhenstandort Biel-Bergstation auf 1625 m.ü.M. zeigt sich die geringste NO₂-Belastung von aktuell noch 1.8 µg/m³. Der Belastungsrückgang von NO₂ (2008/09 bis 2017/18) beträgt für diesen Standort beträchtliche 23%.

Zeitliche Entwicklung der PM₁₀-Belastung

Ein starker und stetiger Abnahmetrend in der PM₁₀-Belastung zeigt sich auch am Fixmessstandort Altdorf Gartenmatt (Abb. 17). Das R² im PM₁₀-Abnahmetrend erreicht für die Jahresmittelwerte den hohen R²-Wert von 0.85.

Etwas geringer fällt dieser am Standort Uri-A2 (R² = 0.63) aus, wohl wegen einem Messunterbruch von 2009 (Abb. 18). Insgesamt zeigt sich aber auch am Autobahnstandort Uri-A2 ein deutlicher und stetiger Abnahmetrend der PM₁₀-Belastung.

Der gemessene PM₁₀-Jahresmittelwert unterschreitet den Immissionsgrenzwert der LRV von 20 µg/m³ am Standort Altdorf Gartenmatt bereits seit 2007, während dies am Autobahnstandort Uri-A2 erst seit 2011 der Fall ist.

Eine erneut etwas geringere Belastungsreduktion zeigt sich je auch für die PM₁₀ Tagesmittel > 50 µg/m³ und die PM₁₀ maximalen Tagesmittelwerte. Letztere zeigen zwei starke Peaks in den kalten Wintern von 2006 und 2008.

Abb. 14 Altdorf Gartenmatt: zeitliche Entwicklung der NO₂-Belastung der Fixstation seit 1999. blau: NO₂-Jahresmittelwerte, linke y-Achse
rot: NO₂ 95%-Perzentilwerte, grün: NO₂ max. Tagesmittelwerte, beide, rechte y-Achsen
Am Standort Altdorf Gartenmatt zeigt sich ein starker Abnahmetrend in der NO₂-Belastung für alle drei Messgrößen.
Bestimmtheitsmasse der Trendlinien: R²=0.84, Jahresmittel, R²=0.53, 95% Perzentile, R²=0.40, Tagesmittel.
Der LRV-Grenzwert (Jahresmittel) wird aktuell deutlich unterschritten.

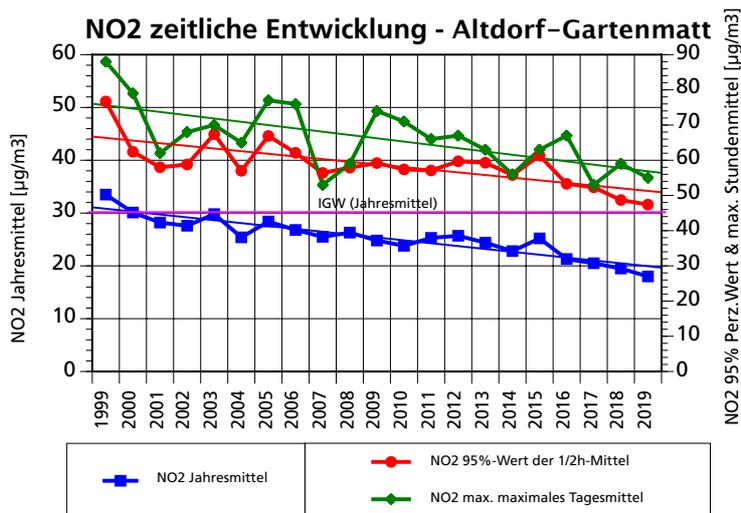


Abb. 15 Uri-A2: zeitliche Entwicklung der NO₂-Belastung der Fixmessstation seit 1999. blau: NO₂-Jahresmittelwerte, linke y-Achse
rot: NO₂ 95%-Perzentilwerte, grün: NO₂ max. Tagesmittelwerte, beide rechte y-Achsen
Auch am Autobahnstandort Uri A2 zeigt sich ein starker Abnahmetrend in der NO₂-Belastung für alle drei Messgrößen.
Bestimmtheitsmasse der Trendlinien: R²=0.77, Jahresmittel, R²=0.29, 95%-Perzentile, R²=0.29, Tagesmittel).
Der LRV-Grenzwert (Jahresmittel) wird seit 2017 ebenfalls unterschritten.

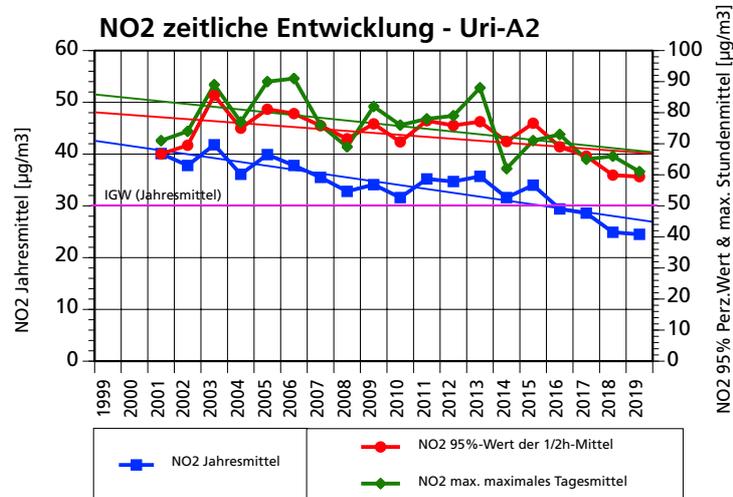
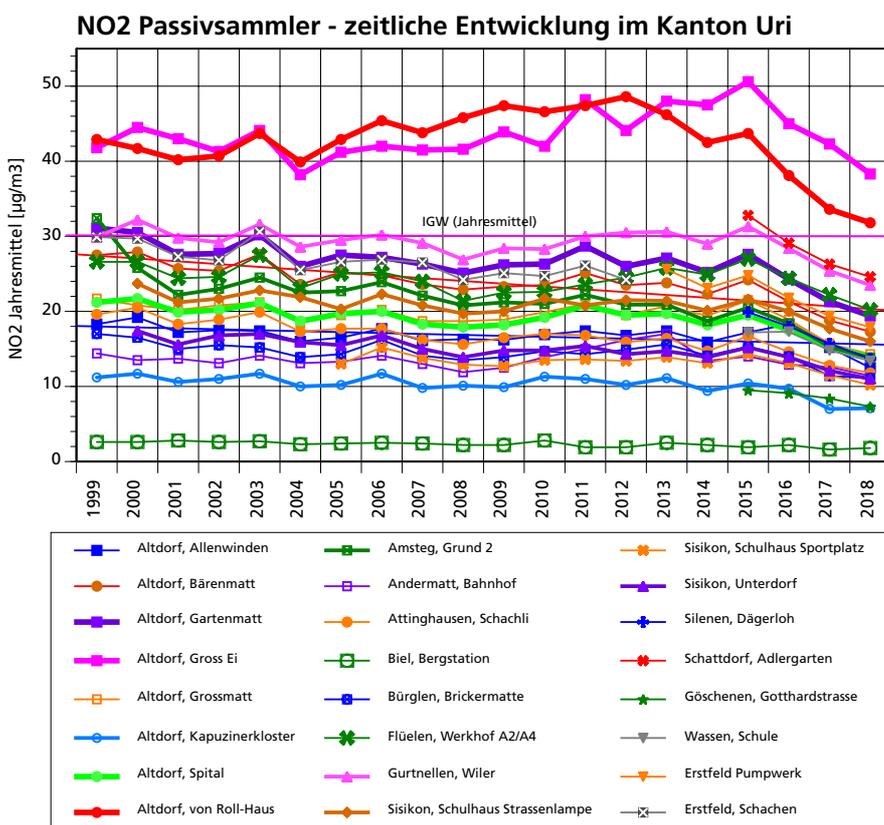


Abb. 16 Zeitliche Entwicklung der NO₂-Belastung mit Passivsammlern im Kanton Uri seit 1999.
In den Jahren ab 2000 zeigt sich an vielen Messstandorten ein leichter Abnahmetrend in der NO₂-Belastung. Dieser verstärkt sich deutlich ab 2016. Eine konstant geringe Belastung zeigt sich hingegen am Höhenstandort Biel-Bergstation auf 1625 m.ü.M.



Der LRV-Grenzwert für Jahresmittel kann aktuell mit Ausnahme der beiden Standorte Altdorf von Roll Haus und Altdorf Gross Ei seit 2016 ebenfalls an allen anderen Urner Passivsammlerstandorten eingehalten werden.

Datenquelle: https://www.arias.ch/ibonline/lib_online.php

Abb. 17 Altdorf Gartenmatt: zeitliche Entwicklung der PM10-Belastung der Fixmessstation seit 1999.

blau: PM10 Jahresmittelwerte
linke y-Achse

rot: PM10 Tagesmittel > 50 µg/m³,

grün: PM10 max. Tagesmittel,
beide, rechte y-Achsen

Am Standort Altdorf Gartenmatt zeigt sich ein starker Abnahmetrend in der PM10-Belastung für alle drei Messgrößen. Bestimmtheitsmasse der Trendlinien: $R^2=0.85$ Jahresmittel, $R^2=0.38$, Tagesmittel > 50 und $R^2=0.13$ max. Tagesmittel. Letztere beide nach zwei starken Peaks der kalten Winter 2006 und 2008.

Der LRV-Grenzwert (Jahresmittel) wird heute deutlich unterschritten.

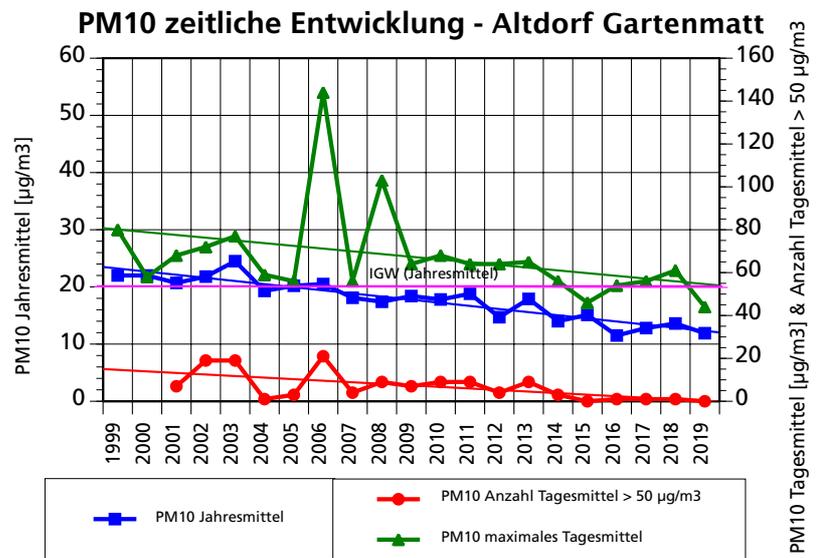


Abb. 18 Uri-A2: zeitliche Entwicklung der PM10-Belastung der Fixmessstation seit 1999.

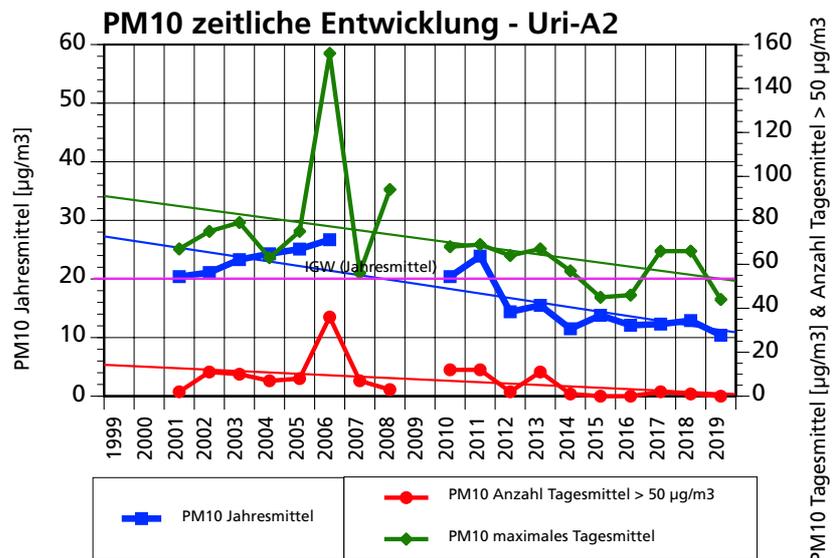
blau: PM10 Jahresmittelwerte,
linke y-Achse

rot: PM10 Tagesmittel > 50 µg/m³,

grün: PM10 max. Tagesmittel,
beide, rechte y-Achsen

Auch am Autobahnstandort Uri-A2 zeigt sich ein starker Abnahmetrend in der PM10-Belastung für alle drei Messgrößen. Bestimmtheitsmasse der Trendlinien: $R^2=0.70$ Jahresmittel, $R^2=0.18$, Tagesmittel > 50 µg/m³ und $R^2=0.18$ max. Tagesmittel. Letztere beide nach zwei starken Peaks der kalten Winter 2006 und 2008.

Der LRV-Grenzwert (Jahresmittel) wird seit 2017 ebenfalls unterschritten.



Zeitliche Entwicklung der Ozon und AOT40f-Belastung

Gemäss Abbildungen 19 und 20 zeigt sich an beiden Fixmessstationen Altdorf Gartenmatt und Uri-A2 seit Messbeginn für die Ozonmittelwerte eine starke und für die Ozon AOT40f-Dosis eine deutliche Belastungszunahme.

Entgegen dem Belastungsanstieg der Ozon Jahresmittel und der Ozonosis AOT40f zeigen die maximalen Stundenmittel und 98%-Perzentile in den letzten Jahren eine konstante bis leicht sinkende Tendenz.

Der LRV-Grenzwert (max. 98%-Perzentilwert 120 µg/m³) und der Critical Loadwert (5ppm*h) werden aktuell um das Zweifache überschritten. Auffallend für alle drei Ozonparameter ist der starke Ausschlag im "Hitze-Jahrhundertsommer 2003" und erneut auch im Hitzesommer 2018.

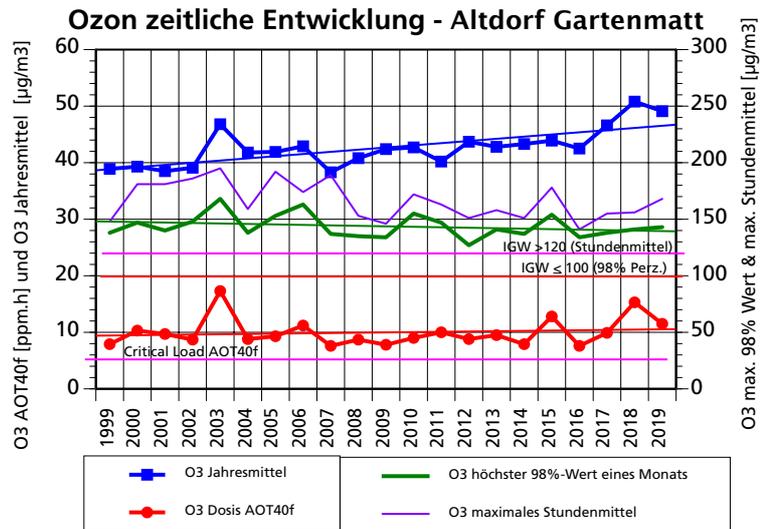
Abb. 19 Altdorf Gartenmatt: zeitliche Entwicklung der Ozon-Belastung der Fixmessstation seit 1999.

blau: Ozon Jahresmittelwerte
 rot: Ozon AOT40f-Dosis,
 beide, linke y-Achsen
 grün: max. 98%Ozonwert
 blauviolett: max. Ozon Stundenmittelwert, beide rechte y-Achse.

Für die Ozon-Jahresmittelwerte zeigt sich eine deutliche Zunahme ($R^2 = 0.50$) und für die OzonAOT40f-Dosis mehr als ein Verdoppelung der Belastung seit 1999.

Demgegenüber zeigen die max. Stundenmittel und 98%-Perzentile in den letzten Jahren eine eher sinkende Tendenz.

Der LRV-Grenzwert (98%-Perzentile) und der Critical Loadwert werden aktuell um das 1.4 - Zweifache überschritten.



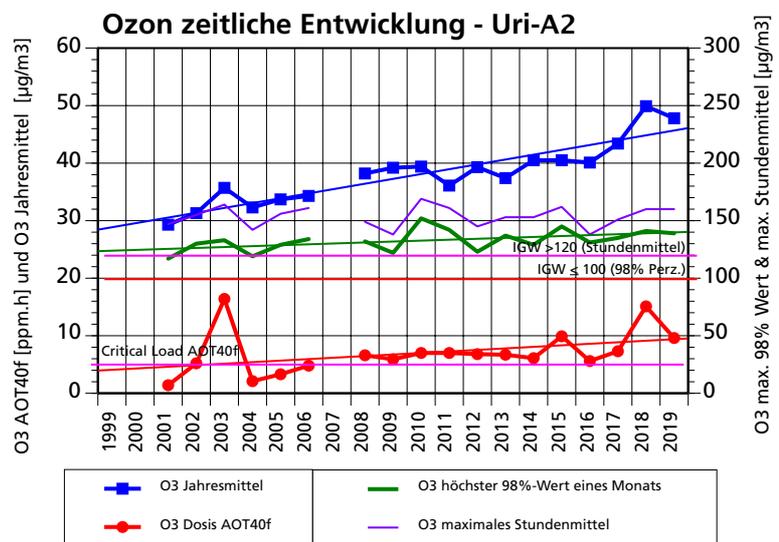
Auch am Autobahnstandort Uri-A2 zeigt sich seit 2002 für die Ozonmittelwerte eine sehr starke und für die Ozondosis AOT40f eine deutliche Belastungszunahme. Dies erneut nach einem starken Peak vom Hitzesommer 2003. Der LRV-Grenzwert (max. 98%-Perzentilwert $120\mu\text{g}/\text{m}^3$) und der Critical Loadwert werden aktuell ebenfalls um das 1.5 - Zweifache überschritten.

Demgegenüber zeigen die maximalen Stundenmittel und 98%-Perzentile eine eher gleichbleibende hohe Belastung, welche in beiden Fällen die Immissionsgrenzwerte der LRV noch immer überschreiten.

Abb. 20 Uri-A2: zeitliche Entwicklung der Ozon-Belastung der Fixmessstation seit 2001.

blau: Ozon Jahresmittelwerte,
 rot: Ozon AOT40f-Dosis,
 beide linke y-Achse
 grün: max. 98%-Ozon-Perzentilwert
 blauviolett: max. Ozon Stundenmittelwert, beide rechte y-Achsen

Auch am A2-Autobahnstandort zeigt sich seit 2002 für die Ozonmittelwerte eine sehr starke ($R^2 = 0.82$) und für die Ozondosis AOT40f eine deutliche Belastungszunahme ($R^2 = 0.16$) nach einem starken Peak vom Hitzesommer 2003. Demgegenüber zeigen die max. Stundenmittel und 98%-Perzentile eine eher gleichbleibende hohe Belastung. Der LRV-Grenzwert (98%-Perzentile) und der Critical Loadwert werden aktuell ebenfalls um das 1.6 - Zweifache überschritten.



4.3 Vergleich der Belastungsänderung der schadstoffspezifischen Immissionsbelastung mittels Flechtenindex mit den Immissionsmessungen und der Verkehrsentwicklung

4.3.1 Belastungsänderung der Primärschadstoffbelastung

Zwischen den Zonen verminderter Primärschadstoffbelastung (blau) von Abbildung 21 und der prozentualen Abnahme der NO₂-, SO₂- und PM₁₀-Belastung an den Fix- und den NO₂-Passivsammlerstandorten seit 2008/09 wird eine gute Korrelation erwartet. Für SO₂, dessen Belastung sich dank erfolgreicher Sanierungsmassnahmen auf einem sehr tiefen Niveau befindet, liegen heute im Kanton Uri leider gar keine Messungen mehr vor.

Insgesamt unterstützen die in Kapitel 4.2 dargestellten deutlichen Abnahmetrends in der NO₂- und PM₁₀-Belastung die obgenannte These:

- Es zeigt sich in Abbildung 21 a, b eine gute Korrelation zwischen den blauen Zonen verminderter Primärschadstoffbelastung und der prozentualen Abnahme der NO₂-Belastung an den Fix- und PS-Standorten seit 2008/09.
- Im Raum Sisikon korreliert die zehnjährige Belastungsminderung von NO₂ von 15.1-23.7% (1.3-2.4 µg/m³) sehr gut mit der Zone starker Primärschadstoffbelastung (dunkleres blau) mit einem Delta-PM-FI Wert von 0.898, während Andermatt mit einer nur 1.6% Abnahme der NO₂-Belastung ein Delta-PS-FI von 0.962 aufweist und somit in der Zone geringe Abnahme im Primärschadstoff-Flechtenindex (hellblau) liegt.
- Ebenso gute Ergebnisse zeigen sich für die NO₂-Messstandorte Altdorf Gartenmatt, Uri-A2, Altdorf von Roll Haus, Altdorf Spital, Amsteg Grund mit NO₂-Abnahmen von 19-30% (2.6-11.2 µg/m³), welche sich je in der Zone sehr starker Primärschadstoffbelastung (dunkelblau) befinden.
- In dieser Zone starker Primärschadstoffbelastung befinden sich auch die beiden Fixmessstationen Altdorf Gartenmatt und Uri-A2. An diesen Standorten zeigt sich zusätzlich auch ein starker Rückgang der PM₁₀-Belastung von 29.7% und 51.4% (5.3-13.3 µg/m³).
- Für die beiden A2-nahen Messstandorte Flüelen Werkhof A2/A4 und Altdorf Gross Ei und korrelieren die geringen prozentualen Abnahmen der NO₂-Belastung von 1.6% und 1.1% (0.37-0.47 µg/m³) und die Zone der Primärschadstoffbelastung weniger gut. Dies kann aber damit erklärt werden, dass in Abbildung 21 generell punktgenaue Abnahmewerte der NO₂-Belastung mit Georäummittelwerten von fünf Flechtenstandorten mit den Zonenwerten der kumulativen Primärschadstoffbelastung verglichen werden, welche auch PM₁₀ und SO₂ beinhaltet. In unmittelbarer Nähe einer relevanten Linienquelle wie der Autobahn kann dies erwartungsgemäss zu grösseren Differenzen führen.

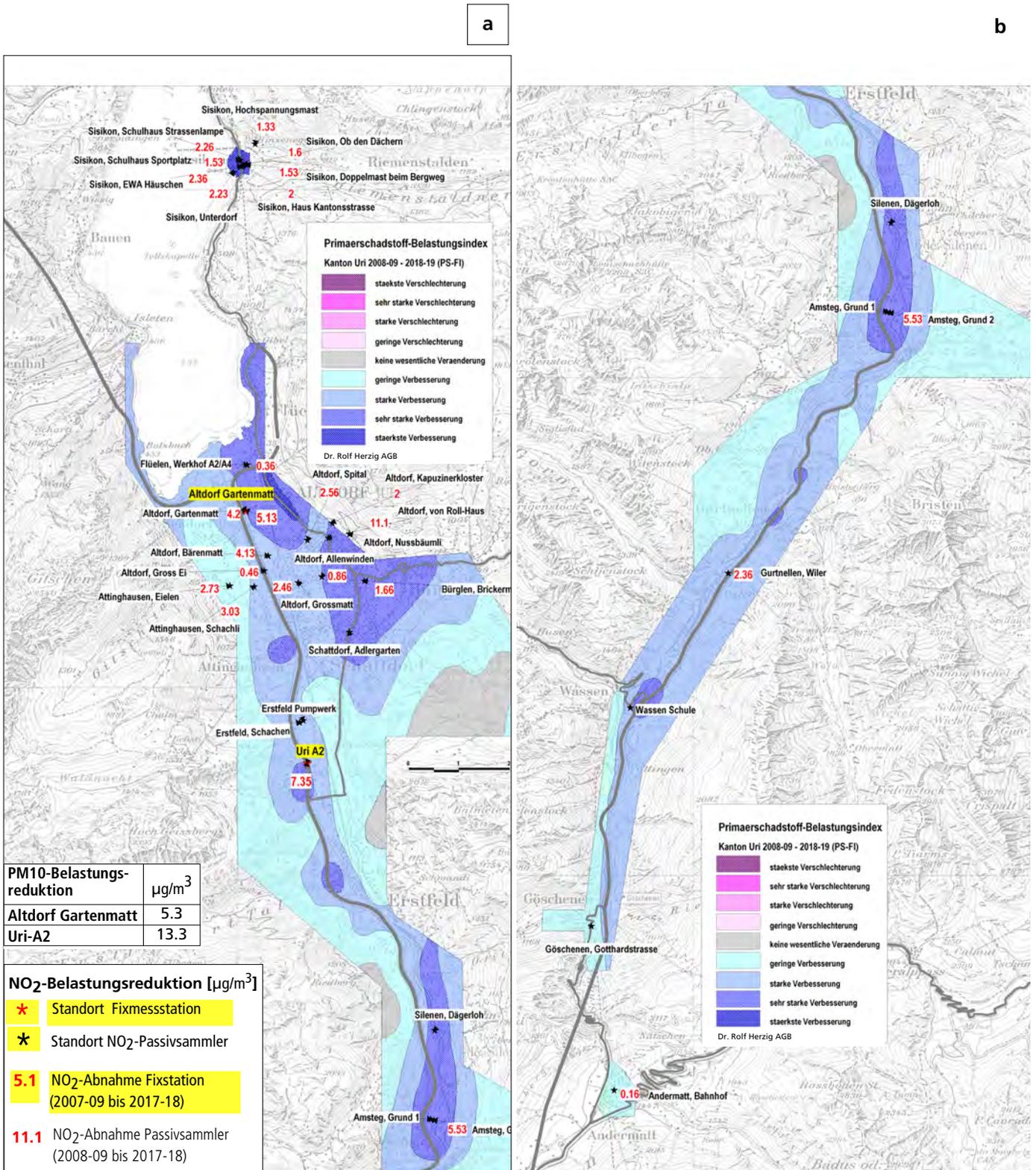


Abb. 21 Differenzkarte zur Veränderung des Primärschadstoff-Flechtenindex PS-FI und der gemessenen absoluten [µg/m³] Belastungsreduktion von NO₂ und PM₁₀ im Kanton Uri zwischen 2008/09 und 2018/19.

a) Unteres Reusstal Kanton Uri
b) Oberes Reusstal Kanton Uri

Zwischen den Zonen verminderter Primärschadstoffbelastung (blau) und der prozentualen Abnahme der NO₂-Belastung an den Fix- und PS-Standorten seit 2008/09 zeigt sich eine gute Korrelation. Diese wird zusätzlich unterstützt durch entsprechende Abnahmen der PM₁₀-Belastung an beiden Fixmessstandorten Altdorf Gartenmatt und Uri-N2.

Diese positiven Belastungsminderungen in der Primärschadstoffbelastung werden ursächlich gestützt durch starke Verbesserungen in der Motoren- und Abgastechnik moderner Fahrzeuge sowie von Veränderungen in der Verkehrsentwicklung und im Verkehrsmix sowie den Erfolgen der modernen LowNox-Feuerungstechnik und Massnahmen der Gebäudeisolation (Abb. 25).

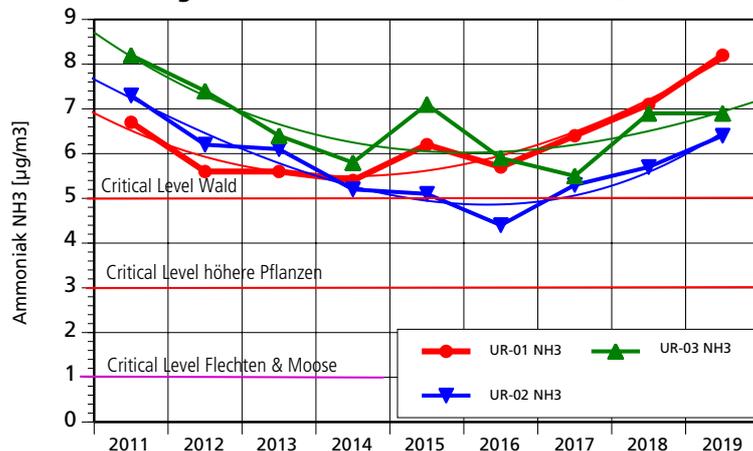
4.3.2 Belastungsänderung der Ammoniakbelastung

Zum Vergleich der bioindikativen Differenzkarte der Ammoniakbelastung mit dem NH₃-Flechtenindex (NH₃-FI) von Abbildung 22 liegen im Kanton Uri drei Passivsammlerstandorte aus dem Ressourcenprogramm (UR-01, UR-02, UR-03) mit Messungen seit 2011 vor (Abb. 39). Die Ergebnisse dieser Passivsammlermessungen im Landwirtschaftsgebiet von Ripshausen und Pfaffenmatt zeigen für 2019 erhöhte Ammoniak-Belastungswerte von 6.4 - 8.2 µg/m³ (Jahresmittel). Zwischen 2011 und 2014 zeigten sich abnehmende Belastungswerte und seit 2017 wieder eine Belastungszunahme. Am Deutlichsten zeigt sich die erneute Belastungszunahme an den Standorten UR-01 (rot) und UR-02 (blau) in Abbildung 22 bereits seit 2016, während der Standort UR-03 (grün) eine etwas grössere Fluktuation in der NH₃-Belastung aufweist.

Abb. 22 Zeitliche Veränderung der Ammoniakbelastung von 2011 bis 2019, gemessen mit Passivsammlern an drei Urner Standorten in der Pfaffenmatt UR-01, UR-02 und UR-03 seit 2011. Nach einem Belastungsrückgang zwischen 2011 bis 2015 zeigt sich allerdings bis 2019 eher wieder ein Belastungsanstieg. Am stärksten am Standort UR-01 mit 8.2 µg/m³, gefolgt von den Standorten UR-02 und UR-03 mit 6.4 und 6.9 µg/m³. Auch die Belastungstrends dieser drei Passivsammlerstandorte für Ammoniak unterstützen die eher wieder ansteigende Ammoniakbelastung seit 2016. Bestimmtheitsmasse der Trendlinien für UR-01 $R^2 = 0.39$ linear; und $R^3 = 0.71$ polynomial
UR-02 $R^2 = 0.16$ linear
UR-03 $R^2 = 0.20$ linear

Datenquelle: Messbericht Ammoniak. Ammoniakmessungen in der Zentralschweiz von 2000 bis 2019. inNET Monitoring AG.

Ammoniak NH₃ Passivsammler - zeitliche Entwicklung im Kanton Uri



Damit überschreiten die im Kanton Uri gemessenen Ammoniak-Konzentrationen im mehrjährigen Mittel (2011 - 2019) die Critical Levels von 5 µg/m³ für den Wald sowie von 3 µg/m³ für höhere Pflanzen an allen drei Messstellen sehr deutlich. Für empfindliche Flechten und Moose beträgt dieser Critical Level sogar nur 1 µg/m³. Das Reduktionsziel des Ressourcenprogramms von 2017, die Ammoniakemissionen auf nationalem Level im Vergleich zu 2010 um 25% zu senken, wurde auch an den Urner Standorten bisher nicht erreicht.

Hauptquellen der Ammoniak-Emissionen in der Schweiz

In der Schweiz haben zwei Drittel der Stickstoffeinträge in empfindliche Ökosysteme ihren Ursprung in Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft (BAFU 2019). Dieser Sektor trägt 93% zu den gesamten Ammoniakemissionen bei (Jahr 2015). Dabei entstehen die Emissionen durch Tierhaltung hauptsächlich beim Ausbringen von Gülle und Mist (46%), in Stall und Laufhof (34%) sowie beim Lagern von Dünger von 16% (Ammoniakemissionen in der Schweiz 1990-2010 und Prognose bis 2020). Von 1990 bis 2003 zeigt sich in diesem Sektor eine Abnahme der Ammoniakemissionen, mit einem leichten Anstieg bis 2008 und seither wiederum mit einer leichten Abnahme. Diese Schwankungen sind laut dem Inventory Report des BAFU zurückzuführen auf die Reduzierung der Tierbestände, auf Veränderungen in der Stallbauweise, der Produktionsart sowie einer Erhöhung der Produktivität.

● **Der Motorfahrzeugverkehr als relevante Nebenquelle von Ammoniak ?**

Nebst den landwirtschaftlichen Hauptquellen der Ammoniak-Emissionen in der Schweiz, welche für 1995 auf 93% veranschlagt wurden, gibt es wohl auch in der Schweiz zumindest lokal auch geringere Beiträge aus dem Motorfahrzeugverkehr. Dieser Hinweis ergibt sich zumindest aus den Differenzkarten der Ammoniakbelastung mit der letzten zehn Jahre mittels Flechten von Abbildung 23 und 24.

Auf diesen Sachverhalt weisen allerdings auch verschiedene verkehrsbezogene Studien der letzten Jahre hin, besonders aus den USA, Grossbritannien, Brasilien und China.

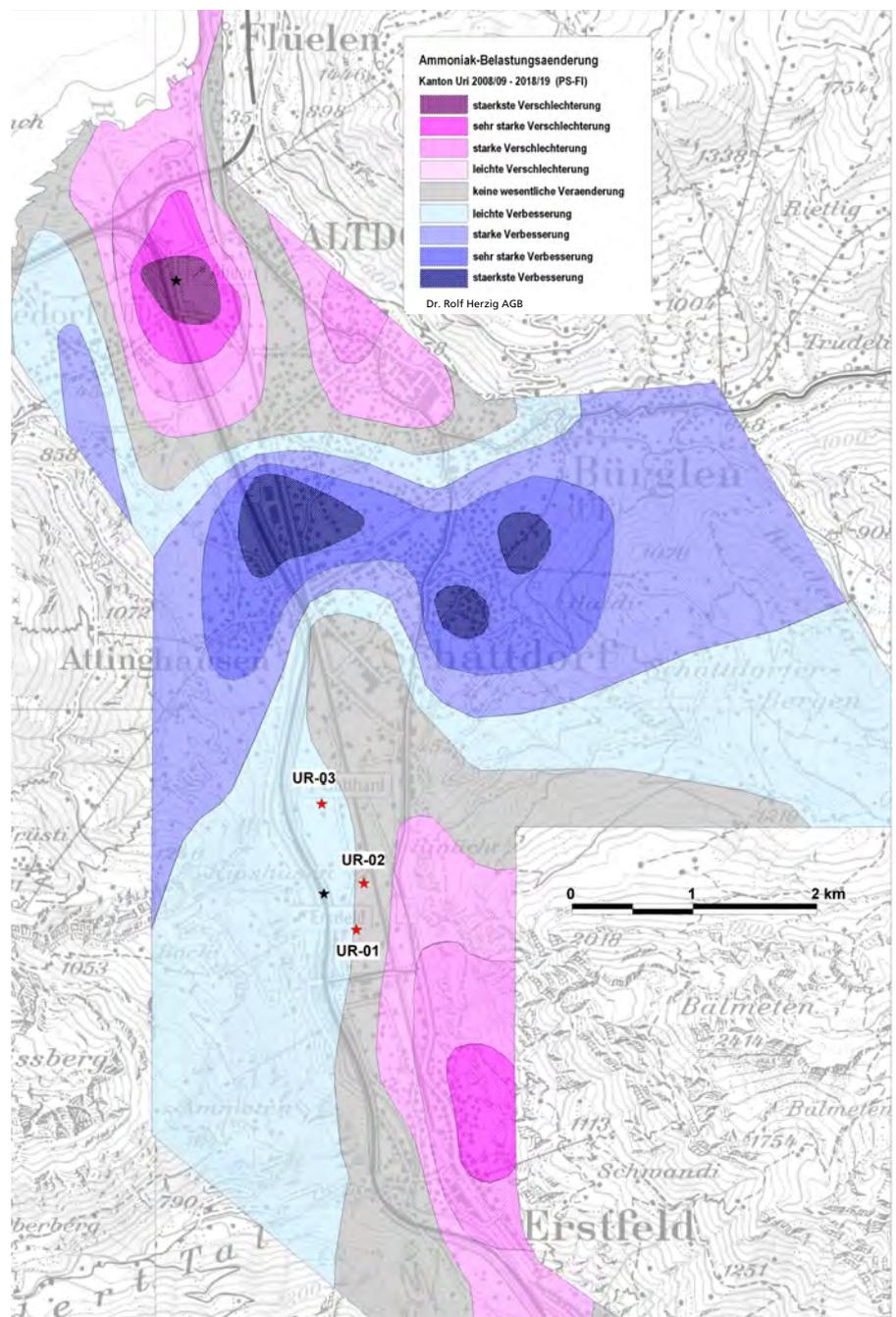


Abb. 23 Zeitliche Veränderung der Ammoniakbelastung, gemessen mit NH_3 -Flechten-Index $\text{NH}_3\text{-FI}$ und mit NH_3 -Passivsammlern an drei Standorten UR-01, UR-02 und UR-03.

Nach einem Belastungsrückgang zwischen 2011 bis 2015 zeigt sich allerdings bis 2019 eher wieder ein Belastungsanstieg.

Am stärksten am Standort UR-01 mit $8.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gefolgt von den Standorten UR-02 und UR-03 mit 6.4 und $6.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Diese Ergebnisse decken sich recht gut mit der bioindikativen NH_3 -Erfassung.

Gestützt auf eine Literatur-Recherche zu den relevanten Emissionsquellen von Ammoniak, ergibt sich aus der bioindikativen Differenzkarte zur Belastungsveränderung von Ammoniak in den letzten zehn Jahren der Verdacht, dass nebst der Hauptbelastungsquelle "Landwirtschaft" auch der Motorfahrzeugverkehr zumindest gebietsweise zu der festgestellten erhöhten Ammoniakbelastung beiträgt.

Dass auch benzin- und dieselbetriebene Motorfahrzeuge Ammoniak emittieren, ist seit 1999 mit einer Tunnelstudie in den USA an 67'000 Fahrzeugen gut belegt (Kean et al. 2000). Mittels Remote Sensing Methoden haben Burgard et al. ab 2006 in Kalifornien Studien von "on-road ammonia emissions" vorgelegt, welche darauf hindeuten, dass Ammoniak-Emissionen aus benzin- und dieselbetriebenen Motorfahrzeugen bisher unterschätzt wurden.

Weil aber Ammoniak nicht zu den international reglementierten Schadstoffen bei der Weiterentwicklung der Motorentechnik und der Fahrzeugzulassung zählt, sind auch in der Schweiz bisher kaum verkehrsbezogene Messungen von Ammoniak durchgeführt worden.

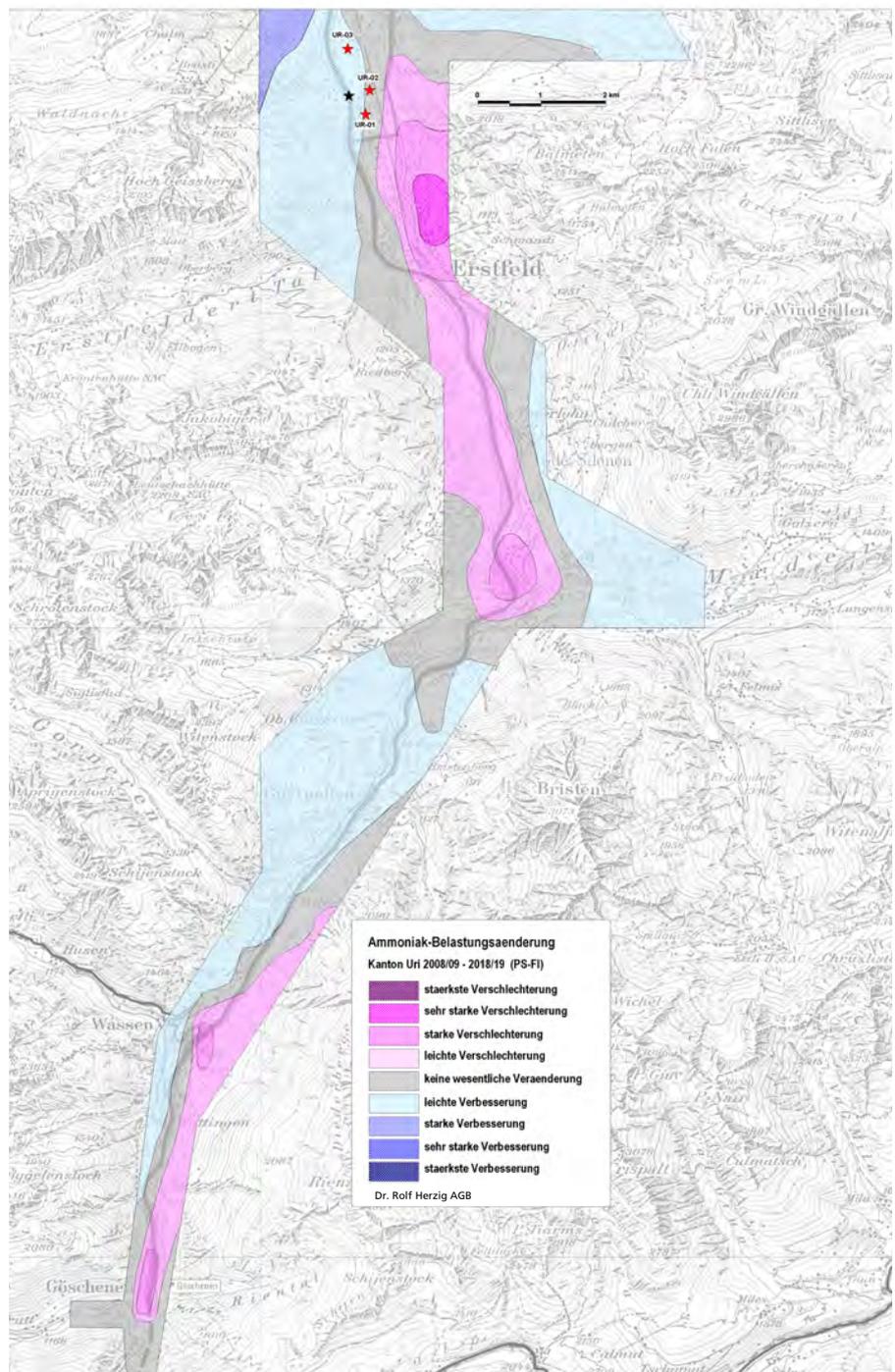


Abb. 24 Zeitliche Veränderung der Ammoniakbelastung, gemessen mit NH_3 -Flechten-Index.

Der Verdacht, dass für die Erklärung der Belastungsänderung von Ammoniak im Kanton Uri nebst der gut abgesicherten Hauptbelastungsquelle Landwirtschaft, zumindest gebietsweise auch noch Beiträge aus dem Motorfahrzeugverkehr relevant sein könnten, verdichtet sich besonders im Gebiet zwischen Wassen und Göschenen, welches bekannt ist für sehr häufige und anhaltende Staulagen vor dem Gotthard-Portal.

Fenn et al. (2018) weisen in einer USA-weiten Studie auf die zunehmende Bedeutung von on-road Anteilen von NH₃ hin, weil oft Beschränkungen der NO_x-Emissionen infolge des "slipping effects" zu einer erhöhten Belastung von NH₃ führen. Aus London wurde von Carslaw und Rytz-Tyler (2013) eine umfangreiche Remote Sensing Studie an 70'000 Fahrzeugen mit Inverkehrsetzung zwischen 1985 und 2013 publiziert, mit welcher die NO_x-, NO₂- und NH₃-Emissionen bezüglich Fahrzeugtypen und dem Jahr der Inverkehrsetzung untersucht wurden. Dabei hat sich u.a. auch gezeigt, dass besonders benzinbetriebene Katalysatorfahrzeuge der ersten Generation (EuroNorm 1-2) deutlich höhere NH₃-Emissionen (on-road) aufweisen als ältere Fahrzeuge ohne Katalysatoren. Die Dieselfahrzeuge schnitten bezüglich Ammoniak in dieser Studie meist besser ab als benzinbetriebene Fahrzeuge derselben EuroNorm, allerdings bei einer zehnfach höheren NO_x- und NO₂-Emission als für Benzinfahrzeuge. Mit verbesserter EuroNorm 4 und 5 der untersuchten Fahrzeuge zeigten sich auch für benzinbetriebene Fahrzeuge deutlich sinkende Emissionswerte von Ammoniak. In dieser Studie wurden auch Dieselsebusse untersucht, und es zeigte sich, dass besonders Abgasreinigungssysteme des Typs SRC (Dieselfahrzeuge) auch bei neueren Fahrzeugen der EuroNorm 5 zu erhöhten Ammoniakemissionen führen können. Weil NH₃ eine wichtige Rolle bei der Bildung sekundärer Aerosole spielt ist dieser SRC-Effekt besonders problematisch. Aus einer brasilianischen Studie von Borsari et al. (2017) mit verschiedenen fossilen sowie synthetischen Benzintreibstoffen ist zudem bekannt, dass auch leichte Güterfahrzeuge mit Katalysatoren erhöhte Ammoniak-Emissionen emittieren.

In umfangreichen Treibstoff-spezifischen Studien in Denver, Los Angeles und Tulsa, belegen Bishop und Stedman (2015), dass die NH₃-Emissionen der letzten Jahre deutlich weniger stark sanken, als diejenigen von NO_x. Zudem zeigte sich, dass bei den reaktiven Stickstoffemissionen vieler neuer Fahrzeugtypen heute der Anteil von NH₃ sogar dominiert. In einer Folgestudie zeigten Bishop et al. 2016, dass die Katalysator-Effizienz von Airportvans mit hohen Meilenleistungen nach 5-6 Jahren deutlich abnahm und diese wesentlich mehr NH₃ emittierten, lange bevor diese ihre Effizienz für NO einbüssten. Einen Hinweis einer Belastungszunahme von NH₃ an Standorten ohne direkten Landwirtschaftseinfluss findet sich immerhin im OSTLUFT-Jahresbericht 2018 für Messstandorte in Zürich, Näfels, Rapperswil, Netstal und Schaan (Seite 14).

Verkehrsentwicklung im Kanton Uri und der A2-Gotthardroute

Ein Blick auf die Verkehrsentwicklung in Kanton Uri und auf der Gotthard Alpentransitroute führt zu den folgenden relativen Ergebnissen von Abbildung 25. Die absoluten Zahlen finden sich in Abbildung 26. An allen acht Urner Messstandorten zeigt sich ein deutlicher Rückgang des schweren, dieselbetriebenen Güterverkehrs seit 2008. Dieser Rückgang beträgt auf der Gotthardachse gegen 20% und auf der seit 2010 teilweise "beruhigten" Gotthardstrasse von Flüelen und Altdorf sogar um 15% bis zu 28%. Dagegen zeigt sich auf der Umfahrung Schattdorf eine Verkehrszunahme des schweren Güterverkehrs von 35.5%.

Abb. 25 Zeitliche Veränderung der relativen Verkehrsentwicklung in Kanton Uri zwischen 2008-11 und 2018.
Datengrundlage kategorisierte Swiss10 Daten.

Relativer Trend der Verkehrsentwicklung zwischen 2008-11* und 2018 [%] - Basis: Swiss10 Daten - DTV & Jahresfrequenzen AB								
Messstelle	Seelisberg-tunnel A2	Erstfeld Süd A2	Gotthard-tunnel A2	Flüelen A2 Zufahrt	Flüelen Gotthardstrasse	Altdorf Gotthardstrasse	Schattdorf Gotthardstrasse	Schattdorf Umfahrung
Zähler	156	195	150	690	595	385	389	388
DTV	+ 5.1%	+ 9.9%	+ 6%	+ 7.4%	+ 1.6%	-8.7%	-5.2%	+24%
PW + MR	+ 3.0%	+ 12.3%	+ 7.7%	+ 5.8%	+4.7%	-8.9%	-6.7%	+22%
Leichter Güterverkehr	+ 45%	+ 26%	+ 37.4%	+24.3%	-26.0%	+ 9.5%	-16.6%	+48.2%
Schwerer Güterverkehr	-14.3%	-19.9%	-19.8%	+14%	-15.4%	-27.9%	-10.0%	+35.5%
Bus	+11%	+8.6%	+13.6%	+38.2%	+1.7%	-32.1%	+34.2%	+12%
Erstmessung ab	2008	2008	2008	2013	2011	2010	2011	2010

Verkehrsaufkommen von 2018 - Basis: Swiss10 Daten - DTV und Jahresfrequenzen AB)								
Messstelle	Seelisberg-tunnel A2	Erstfeld Süd A2	Gotthard-tunnel A2	Flüelen A2 Zufahrt *	Flüelen Gott-hardstrasse	Altdorf Gott-hardstrasse	Schattdorf Gott-hardstrasse	Schattdorf Umfahrung
Zähler	156	195	150	690	595	385	389	388
DTV	21'562	24'210	17'570	16'338	5'213	11'044	7'571	5'595
PW + MR	5'980'678	6'905'651	4'908'584	5'199'905	1'784'879	3'633'549	2'492'664	1'797'060
Leichter Güterverkehr	1'016'436	1'017'791	653'350	437'616	54'983	269'464	150'964	160'239
Schwerer Güterverkehr	739'034	816'546	780'708	294'316	11'068	64'772	56'266	63'633
Bus	80'155	96'502	70'313	31'704	51'584	63'372	63'472	21'177
Erstmessung ab	2008	2008	2008	2013 *	2011	2010	2011	2010

Abb. 26 Verkehrsaufkommen im Kanton Uri von 2018, absolute Zahlen.

DTV: durchschnittlicher täglicher Verkehr

alle anderen Verkehrsklassen: als Jahressumme 2018

Datengrundlage: Kantonale und Swiss10 Daten.

Auf der Gotthardachse deutlich zugenommen haben hingegen der leichte Güterverkehr mit 24-37% und die Dieselsebusse mit 9-14%. Auch der der PW- und Motorradverkehr haben auf der Gotthardachse um 8-12% und der DTV um 6-10% zugenommen (Abb. 25).

● Fazit aus der Literaturrecherche zum NH₃-on-road-Anteil und den Ergebnissen der Differenzkarte zur Ammoniakentwicklung mit Flechten

Als Fazit aus der Literaturrecherche zu den relevanten Emissionsquellen von Ammoniak und der Verkehrsentwicklung auf der Alpentransitroute, zusammen mit der bioindikativen Differenzkarte zur Belastungsveränderung von Ammoniak in den letzten zehn Jahren, verdichtet sich die Hypothese, dass auch der Motorfahrzeugverkehr zumindest gebietsweise zu der festgestellten erhöhten Ammoniakbelastung beiträgt (Abb. 22, 23, 24). Die Emissionsbilanz und der Emissionskataster Uri weisen 2015 für Ammoniak und das ganze Kantonsgebiet einen Verkehrsanteil von 4.3% und für die Land- und Forstwirtschaft von 95.2% aus.

Besonders relevant erscheint diese These im Gebiet zwischen Wassen und Göschenen, welches bekannt ist für sehr häufige und anhaltende Staulagen vor dem Gotthardportal:

- In diesem Gebiet, welches in der Differenzkarte Ammoniak von Abbildung 24 eine leichte und für die Autobahnzufahrt Wassen sogar eine starke Verschlechterung in der Ammoniakbelastung seit der Erstuntersuchung vor zehn Jahren aufweist, erscheinen Belastungszunahmen aus der bisher bekannten Hauptquelle Landwirtschaft als wenig plausibel.

- Aus der Analyse der Verkehrsentwicklung auf der Alpentransitachse seit der Flechten-Erstuntersuchung vor zehn Jahren zeigt sich, dass an der Messstelle Gotthard-Tunnel A2 der schwere Güterverkehr um 19.8% abgenommen hat, gleichzeitig haben aber der leichte Güterverkehr (vorwiegend Benzinfahrzeuge) um 37.2% und der Busverkehr (Dieselfahrzeuge) um 13.6% zugenommen. Um 12.3% erhöht haben sich auch der PW-Anteil und die Motorräder (Abb. 25).

- Diese Veränderungen im quantitativen und qualitativen Verkehrsmix mit einer deutlich geringeren Anzahl schwerer Güterfahrzeuge und einer sehr deutlich erhöhten Anzahl von meist benzinbetriebenen leichten Güterfahrzeugen, mit nach Literaturangaben offenbar erhöhter NH₃-Emission, zusammen mit einem Mehr an PWs und Motorrädern, unterstützen die oben dargelegte These recht gut.

- Bei Stichhaltigkeit dieser These könnte dies wohl auch mithelfen, die festgestellten NH₃-Belastungserhöhungen im Raum Altdorf und Erstfeld bis Amsteg ursächlich besser zu erklären.

- Leider fehlen bisher entsprechende verkehrsbezogene Messungen von Ammoniak, welche diese These stützen könnten.

5. Fazit und Ausblick

Im Kanton Uri erfolgte 2018 und 2019 eine erneute Luftqualitätsuntersuchung mit der kalibrierten Flechtenindikationsmethode. Dabei kam es zu einer Wiederholung der ersten Flechtenkartierung von 2008/09 im Sinne einer ersten lufthygienischen Erfolgskontrolle nach zehn Jahren.

Die Flechtenkartierung erfolgte während der umfangreichen Rekalibration der heute 30-jährigen Flechtenindikationsmethode mit aktuellen modellierten Luftmessdaten. Diese Rekalibration hat sowohl zu einer deutlichen Bestätigung der Flechtenbioindikation als sehr geeignetes Instrument zur grossflächigen Überwachung der Luftqualität als auch zu einer markanten Erweiterung der Aussagemöglichkeiten der Methodik geführt. Mit drei neuen schadstoffspezifischen Flechtenindikatoren können heute mit denselben Erfassungsdaten der Flechtenvegetation gleichzeitig auch präzise Aussagen zur Belastung mit Primär-Luftschadstoffen (NO_2 , PM_{10} und SO_2), Ammoniak und Ozon gemacht werden. Dies ermöglicht eine wesentlich umfassendere Zustandsdiagnose der aktuellen Luftqualität und deren zeitlichen Entwicklung. Mit den rekalibrierten Flechtenschadstoffmodellen mit den schadstoffspezifischen Luftqualitäts-Indizes haben sich statistisch hochwertige und signifikante Korrelationsbeziehungen mit Bestimmtheitsmassen von R^2 adi von 0.75 - 0.93 ergeben, welche gesicherte Rückschlüsse auf die herrschende Luftschadstoffbelastung zulassen. Die Ergebnisse der modellierten Schadstoffkarten von NO_2 , PM_{10} und Ozon wurden mit den im Gebiet vorhandenen Immissionsmessungen verifiziert. Es zeigte sich eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den modellierten Ergebnissen, was die Plausibilität der Schadstoffkarten weiter unterstützt. Diese neuen schadstoffspezifischen und regionalisierten Flechtenschadstoffmodelle und der IAP_{18} der Luftgesamtbelastung gelten einerseits für die Zentralschweiz, das tiefe Mittelland, für Graubünden und das Fürstentum Liechtenstein und andererseits auch für die ganze Schweiz.

Mit der zweiten Flechtenkartierung im Kanton Uri von 2018/19 wurde diese erweiterte Untersuchungsmethodik zum ersten Mal mit aktuellen Felddaten eingesetzt. Die Ergebnisse wurden in entsprechenden Karten für die Primärschadstoff-, Ammoniak- und Ozonbelastung sowie die Luftgesamtbelastung dargestellt und interpretiert und lassen sich folgendermassen zusammenfassen:

- Mit den im Gebiet vorhandenen Immissionsmessungen (Luftmessstationen Gartenmatt, Uri-A2 und NO_2 -Passivsammler) wurden die Ergebnisse der modellierten Schadstoffkarten von NO_2 , PM_{10} und Ozon verifiziert, und es hat sich erneut eine gute Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den modellierten Ergebnissen gezeigt, was die Plausibilität der Schadstoffkarten weiter unterstützt.

- Im Kanton Uri zeigt sich mit der erstmals umfassenden Luftqualitätsanalyse mit den neuen schadstoffspezifischen Indikatoren von 2018/19, dass es sich in den Hauptsiedlungsgebieten im Unterland aktuell um einen **komplexen Immissionstypus** mit einer sowohl **erhöhten Primärschadstoffbelastung** als auch gebietsweise **sehr deutlich erhöhten Belastung** mit **Ammoniak** und in höheren Lagen auch mit **Ozon** handelt (Zonenfarben violett bis dunkelrot; siehe auch Karten S. 26 bis 29).
- Die **aktuelle Primärschadstoffbelastung** hat sich gegenüber vor zehn Jahren in Unteren Urner Reusstal um bis zu drei Belastungszonen verbessert, und es zeigt sich in 95% der Gebiete eine Verbesserung und in 42% eine sogar starke Verbesserung. Besonders deutlich zeigt sich dies mit der Differenzkarte mit starker bis sehr starker Verbesserung (im Grossraum Altdorf zwischen der A2 und der Gotthardstrasse im Gebiet zwischen Altdorf - Flüelen - Bürglen und Schattdorf, aber auch zwischen Erstfeld und Amsteg und an Verkehrsknotenpunkten an der A2 mit ausschliesslich blauen und grauen Veränderungszonen. Letztere zeigen in 5% der Gebiete keine wesentliche Veränderungen).
- Für **Ammoniak** zeigt sich aktuell in den land- und viehwirtschaftlich intensiv genutzten Tal- und unteren Hanglagen eine deutlich erhöhte Belastung. Dies besonders im Gebiet der A2/A4-Verzweigung zwischen dem Giessenhof und Neuhof und der Bärenmatte, in Teilen von Altdorf und in Erstfeld. Für Ammoniak zeigt die Differenzkarte im Gebiet der A2/A4-Verzweigung und der Bärenmatte einen sehr deutlichen und zwischen Erstfeld und Amsteg sowie Wassen und Göschenen (Staugebiet der A2 vor dem Gotthardportal) einen leichten bis starken Belastungsanstieg, während im vom Schächental bestens durchlüfteten Gebietsstreifen zwischen Bürglen, Schattdorf und Attinghausen eine deutliche Verminderung der Ammoniakbelastung innert der letzten zehn Jahre festzustellen ist.
- Für **Ozon** zeigen sowohl die historischen wie auch aktuellen und differenziellen Belastungswerte mit dem AOT40f-Flechtenindex eine besonders starke Belastung bzw. einen Belastungsanstieg mit diesem Sekundärschadstoff. Ozon wird mit den Flechten als AOT40f, d.h. als sommerliche Ozon-Belastungsdosis (> 40ppb in ppm x h) gemessen. Dieses Belastungsmass dient zum Schutz der Ozon-sensiblen Vegetation (bes. Nadelwälder, Getreide sowie Flechten). AOT40f-Werte von < 5ppm x h gelten als Critical Load zum Schutz von empfindlichen Vegetationstypen. Die im Kanton Uri gefundenen AOT40f-Belastungswerte liegen in den orangen Gebieten nahe an diesem Richtwert und überschreiten diesen in den roten Gebieten. Im Gegensatz zu den Primärschadstoffen zeigen sich die hohen Ozonbelastungen in den Hang- und Höhenlagen, meist abseits der Emissionsquellen, während Siedlungs- und I/G-Gebiete und besonders Verkehrsgebiete (A2, Hauptstrassen) im Talboden generell tiefe Ozonwerte aufweisen. Die Differenzkarte der Ozon AOT40f-Belastung zeigt in insgesamt 57% aller untersuchten Gebiete eine Belastungszunahme, während es in 26% der Gebiete zu einer Belastungsabnahme gekommen und in 17% aller Gebiete keine wesentliche Belastungsänderung festzustellen ist.

Die stärksten Ozonbelastungen und Belastungszunahmen zeigen sich in den westlichen Hang- und Höhengebieten zwischen Iselten und Seedorf und besonders in den westlichen Hang- und Höhengebieten zwischen Erstfeld und Amsteg, zwischen Gurtnellen und bis vor Göschenen sowie im Gebiet zwischen Bürglen und Schattdorf mit Haldi und den Schattdorfer Bergen. Geringer Ozon-belastet sind der Grossraum Altdorf und Schattdorf und die Gebiete im A2/A4-Zubringer vom Hafen Flüelen bis zur Bärenmatte.

- Die **Langzeitmessreihen von NO₂, PM10 und Ozon** im Gebiet der Luftmessstationen Altdorf-Gartenmatt und Uri-A2 bestätigen die Ergebnisse der Flechtenuntersuchungen und belegen dies mit deutlichen Abnahmetrends in der PM10-Belastung (29-54%) sowie in der NO₂-Belastung (24-26%), je für die zweijährigen Jahresmittelwerte von 2008/09 und 2018/19. Für die 24 vergleichbaren NO₂-Passivsammlerstandorte ergibt sich in derselben Zeitperiode eine mittlere Belastungsabnahme von 18.7%. Die je stärksten Belastungsminderungen von 30% zeigen sich an den Standorten Altdorf von Roll-Haus und Kapuziner Kloster und Amsteg Grund. Demgegenüber haben sich die Jahresmittelwerte der **Ozonbelastung** an beiden Fixmessstandorten seit 2011 deutlich erhöht, in der Vergleichsperiode 2008/09 bis 2018/19 allein um 20-26%. Noch stärker zugenommen hat die sommerliche Ozondosis AOT40f mit 62-98%, am stärksten an der Fixstation Uri-A2, wo sich die Belastung fast verdoppelt hat. Moderat abgenommen haben hingegen die Belastungsspitzen von Ozon, nämlich die 98%-Perzentile mit 5.6-10.2% und die maximalen Stundenmittel mit 8.4-11.5%.

Die drei einzigen **Passivsammlerstandorte für Ammoniak** im Gebiet Dimmerschachen und Pfaffenmatt zeigten von 2011-14 eine leicht sinkende Tendenz in der NH₃-Belastung, jedoch hat sich diese seit 2016 eher wieder erhöht. Im Gebiet der starken bioindikativen NH₃-Belastungen gibt es bisher noch keine Passivsammlermessungen.

- Für die besonders im Grossraum Altdorf - Flüelen festgestellte deutliche Entlastung von Primärschadstoffen wie NO₂, PM10 und teilweise auch von Ozon und der damit erreichten Verbesserung der allgemeinen Luftqualität sind zahlreiche Verbesserungsmaßnahmen mitverantwortlich. Deutliche Fortschritte in der Motoren- und Abgastechnik der modernen Fahrzeuge im letzten Jahrzehnt, aber auch erste verkehrslenkende Minderungsmaßnahmen wie der veränderte LKW-Zugang über die A2 und Schattdorf anstelle der früheren Zufahrt via Flüelerstrasse haben im Kerngebiet der engen Tells- und Herrengasse, zusammen mit modernen LowNox-Feuerungen und Gebäudeisolationen zur erfreulichen Entlastung dieser Gebiete beigetragen.

Bei einem weiterhin fortlaufenden Abnahmetrend der Primärschadstoff- sowie der gesamten Immissionsbelastung aufgrund der heute stark verbesserten Luftreinhaltepolitik und Massnahmenplanung darf für die nächste lufthygienische Erfolgskontrolle im Kanton Uri in etwa zehn Jahren durchaus erwartet werden, dass sich die Belastung von Primärschadstoffen soweit reduziert haben wird, dass mit der künfti-

gen integralen Luftgesamtbelastungskarte nur noch gelbe Gebiete mit einer mittleren Gesamtbelastung nachgewiesen werden können und die heute noch vorhandenen orangen Gebiete mit starker Gesamtbelastung entlang der A2 und in Altdorf vollkommen verschwinden werden.

Gegenspieler dieses Entlastungstrends bei der Primärschadstoffbelastung sind allerdings die derzeit zumindest gebietsweise eher noch zunehmende Ammoniak- und Ozonbelastung. Mit der derzeit starken Zunahme von e-Fahrzeugen im nächsten Jahrzehnt darf zumindest beim Ozon mit einem Trendumkehr gerechnet werden, und bei der Ammoniakbelastung sind messbare Entlastungen zu erwarten, sobald das Scheppschlauchobligatorium in Kraft gesetzt wird.

Bei einer nächsten Erfolgskontrolle werden auch die jetzt erstmals vorhandenen schadstoffspezifischen Belastungskarten der bisherigen Untersuchungen von grossem Wert sein.

Die neukalibrierte Flechtenindikationsmethode erlaubt sowohl ganzheitliche wie erstmals auch schadstoffspezifische Aussagen zum Zustand und zur zeitlichen Entwicklung der Luftqualität und eignet sich auch vorzüglich zur lufthygienischen Erfolgskontrolle:

- Dank der erfolgreich verlaufenen Methoden-Rekalibration mit aktuellen Modelldaten der Luftimmission können heute mit denselben Flechtendaten zusätzlich zur Luftgesamtbelastung auch qualitative und quantitative Aussagen zur Belastung mit Primärschadstoffen, Ammoniak und Ozon gemacht werden.
- Die drei neuen schadstoffspezifischen Flechten-Indizes für die Primärschadstoff-, Ammoniak- und Ozonbelastung erlauben das Erstellen von Belastungskarten, welche auch für die weitere Quellenbegrenzung in der lufthygienischen Massnahmenplanung von besonderem Wert sind.
- Die Flechtenbioindikation macht das unsichtbare Phänomen Luftbelastung sichtbar, das Signal ist auch für Laien erkennbar, und die resultierenden Luftgütekarten sind gut verständlich.
- Die Wirkung der Luftqualität sowie die komplexen Kombinationswirkungen von mehreren Luftschadstoffen auf Lebewesen werden integral angezeigt.
- Die ganzheitliche Anzeige mittels IAP₁₈ beinhaltet auch die Schadwirkung von noch nicht erfassten Schadstoffen.
- Die Wirkungsanzeige mit Flechten ist sinnlich wahrnehmbar und näher beim Menschen als technische Messungen.
- Die Anzeige erfolgt flächendeckend, die Flechten erfassen die über die Zeit aufsummierte Schadwirkung für die Luftgesamtbelastung und neu auch für die Primärschadstoff-, Ammoniak- und Ozon AOT_{40f}-Belastung. Aufgrund dieser Eigenschaften eignet sich die neukalibrierte Flechtenindikationsmethode auch gut für die Öffentlichkeitsarbeit in der Luftreinhaltung.

6. Literatur

Zitierte und weiterführende Literatur

- ¹ AGB, puls, SwissTPH (2018a) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode: Management Summary. 30.11.2018, 9 pp.
 - ² AGB, puls, SwissTPH (2018b) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode: Methodenbericht. 30.11.2018, 8 pp.
- AGB, puls, SwissTPH (2018c) Powerpoint Präsentation am ANU Chur 4.4.17, ergänzt 31.8.2018
- AGB, puls (2015) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode. Präsentation und Management Summary 6.11.2015
- AGB, puls (2016) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode. Management Summary, 7.3.2016
- AMMONIAK-MESSBERICHT. Ammoniakmessungen in der Zentralschweiz von 2000 bis 2018. in NET Monitoring AG. 15.11.2019
- Ammoniakemissionen in der Schweiz 1990-2010 und Prognose bis 2020). Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Bonjour Engineering, METEOTEST, Oetiker+Partner, 2013). BAFU (2013) SO₂-Immissionen Schweiz, Modellierung 1980–2010. Schlussbericht Zürich / Bern, 31. Oktober 2013. Infras & Meteotest im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) <https://www.BAFU.admin.ch/BAFU/de/home/themen/luft/zustand/daten/luftbelastung-modelle-und-szenarien.html>
- BAFU (2018) Luftqualität 2017. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Zustand Nr. 1825, 28 pp.
- Bishop, G.A. and Stedman, D. H, 2015. Reactive Nitrogen Species Emission Trends in Three Light-/Medium-Duty United States Fleets. *Environmental Science & Technology* 49(18) DOI: 10.1021/acs.est.5b02392
- Bishop, G.A. and Stedman, D.H, Burgard, D.A, Atkinson O 2016. High-mileage Light-Duty Fleet Vehicle Emissions: Their Potentially Overlooked Importance. *Environmental Science & Technology* 50, 5405-5411 DOI: 10.1021/acs.est.6b000717
- Burgard, Bishop G, Stedman D 2006. Remote Sensing of Ammonia and Sulfur Dioxide from On-Road Light Duty Vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, 7018-7022.
- Burgard D, Bishop G, Stedman D, Gessner V, Deaschlin V 2006. Remote Sensing of In-Use Heavy Duty Trucks. Ammonia and Sulfur Dioxide from On-Road Light Duty Vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, 3938-6942.
- Carlslaw D, Rhyz-Tyler G 2013. New insights from comprehensive on-road measurements on NO_x, NO₂ and NH₃ from vehicle emission remote sensinf in London, UK. *Atmospheric Environment* 81 (2013) 339-347.
- Emissionsbilanz und Emissionskataster für Luftschadstoffe im Kanton Uri. Erweiterungen und Aktualisierungen. Technischer Bericht zum Stand 2015. Meteotest. Altdorf, 23.08.2017. emur_update2015_v170823.
- Fenn, M.E, Bytnerowicz, A, Schilling S.L, Vallan, D. M. Zavaleta, E. S, Weiss S. B, Morozumi, C, Geiser, L.H, Hanks, K. 2018. On-road emissions of ammonia: An underappreciated source of atmospheric nitrogen deposition. *Science of the Total Environment* 625 (2018) 909–919

- FOEN (2011a) NO₂ ambient concentrations in Switzerland. Modelling results for 2005, 2010, 2015. Federal Office for the Environment, Bern. Environmental studies no. 1123: 68 pp.
- FOEN (2011b) PM₁₀ and PM_{2.5} ambient concentrations in Switzerland. Modelling results for 2005, 2010, 2020. Federal Office for the Environment, Bern. Environmental studies no. 1304: 83 pp.
- FOEN (2018): Switzerland's Informative Inventory Report 2018 (IIR). Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Submission of March 2018 to the United Nations ECE Secretariat. Federal Office for the Environment FOEN, Air Pollution Control and Chemical Division, Bern.
- ³ Herzig R, Christian Schindler, Urech M, Rihm B, Lötscher HP, Thomann G (2020) Recalibration and validation of the Swiss lichen bioindication methods for air quality assessment. *Environmental Science and Pollution Research* <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09001-x>.
- Herzig R, Lohmann N, Meier R, (2019) Temporal change of the accumulation of persistent organic pollutants (POPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lichens in Switzerland between 1995 and 2014. *Environmental Science and Pollution Research*.
- Herzig R, Bieri Ch, Weber A, Straehl P (2011) Persistent organic pollutants (POPs) in Switzerland related to long-range transboundary transport results of a case study with special emphasis on the spatial distribution of polycyclic aromatic and chlorinated air borne pollutants. In: Schröder P, Collins CD (eds), *Organic Xenobiotics and Plants: From Mode of Action to Ecophysiology*, Plant Ecophysiology 8, Springer Science and Business Media.
- Herzig R (1993) Multi-Residue Analysis with Passive Biomonitoring: A New Approach for Volatile Multi-Element Contents, Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons with Lichens in Switzerland and the Principality of Liechtenstein, Chapter 11-285-328. In: *Plants as Biomonitors for Heavy Metal Pollution in the Terrestrial Environment* Ed. Markert B, VCH-Verlagsgesellschaft Weinheim. ISBN 3-527-30001-5
- Herzig R, Urech, M (1991a) Flechten als Bioindikatoren. Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. *Bibliotheca Lichenologica* 43:1–283. J. Cramer Verlag, Berlin, Stuttgart ISBN 3-443-58022-X
- Herzig R, Urech M (1991b) Kalibrierte Flechtenindikationsmethode zur Bestimmung der Gesamt-Immissionsbelastung. Luftschadstoffe und ihre Erfassung. In: Jutzi W (ED) (1991) *Ergebnisse des Nationalen Forschungsprogrammes 14. Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz*. Separatdruck. vdf-Verlag der Fachvereine Zürich. ISBN 3 7281 1778 1.
- Herzig R (1990) Entwicklung des Integrierten biologischen Messsystems der Luftverschmutzung mit Flechten in der Schweiz, seine Anwendung und erste Vergleiche mit Bodenanalysen. *VDI-Kolloquium: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden*, 15 - 17. Mai 1990, Lindau. *VDI-Berichte* 837, 937-956.
- Herzig R, Liebendörfer L, Urech M, Ammann K, Guecheva M and Landolt W (1989) Passive biomonitoring with lichens as a part of an integrated measuring system for monitoring air pollution in Switzerland. *Intern. J. Environ. Anal. Chem* 35 : 43-57.
- Herzig R, Liebendörfer L, Urech M (1987) Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. *VDI-Berichte* 609, pp. 619-639
- Herzig R, Urech, M. (1988) Flechten als Bioindikatoren. Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. *Dissertation Universität Bern* 279 pp.
- Herzig R, Liebendörfer L, Urech M (1985) Flechten als biologische Indikatoren

- der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland. Systematisch- Geobotanisches Institut Universität Bern. 241 Seiten.
- <https://www.BAFU.admin.ch/BAFU/de/home/themen/luft/fachinformationen/luftqualitaet-in-der-schweiz/stickstoffhaltige-luftschadstoffe-beeintraechtigen-auch-die-biod.html> [Stand: 26.06.2019]
- Kean A.J, Littlejohn D. Ban-Weiss G.A, Harley R.A, LundenM Lunden. 2009 Trends in on-road vehicle emissions of ammonia. Atmospheric Environment 43(8):1565-1570. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.09.085.
- 4 Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Uri - Ersterhebung - Unteres Reusstal - Ersterhebung 2008. Schlussbericht 18. September 2009, Dr. Rolf Herzig, AGB, Bern.
- 5 Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Uri - Gesamtes Urner Reusstal. Ersterhebungen 2008-2010. Schlussbericht 22. März 2011, Dr. Rolf Herzig, AGB, Bern.
- Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Gebiet Domleschg, Val Schons und Rheinwald von 2017Ergebnisbericht - 7. Juli 2020. RFDr. Rolf Herzig, AGB im Auftrag des Amtes für Natur und Umwelt ANU des Kantons Graubünden.
- Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Graubünden - Zweite Erfolgskontrolle - Dritte Erhebung im Bündner Rheintal von 2011. Schlussbericht 28. Oktober 2013, Dr. Rolf Herzig, AGB, Bern.
- Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Graubünden - Zweite Erfolgskontrolle - Dritte Erhebung im Misox von 2012. Schlussbericht 13. Januar 2014, Dr. Rolf Herzig, AGB, Bern.
- Lieboldörfer L, Herzig R, Urech M, Ammann K (1988) Evaluation und Kalibrierung der Schweizer Flechten-Indikationsmethode mit wichtigen Luftschadstoffen. Staub-Rheinhaltung Luft 48: 233-238.
- Locher R (2014) Validierung der Schweizer Ammoniak-Immissionskarte 2010. Schriftenreihe IPD-EnviroMetrics, 5-2014. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) Bern. 28pp.
- Lötscher H.P (2017) Luftlabor an der A13 in Maienfeld, p14. In: Luftqualität 2016. OSTLUFT. Die Luftqualitätsüberwachung der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein 2017 Meteotest (2018) Karten von Jahreswerten der Luftbelastung in der Schweiz. Datengrundlagen, Berechnungsverfahren und Resultate der Karten bis zum Jahr 2017. Schlussbericht. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) Bern. 32 Seiten.
- Meteotest (2018) Karten von Jahreswerten der Luftbelastung in der Schweiz. Datengrundlagen, Berechnungsverfahren und Resultate der Karten bis zum Jahr 2017. Schlussbericht. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) Bern. 32 Seiten. <https://www.BAFU.admin.ch/BAFU/en/home/topics/air/state/data/historical-data/maps-of-annual-values.html>
- Messbericht Ammoniak- Ammoniakmessungen in der Zentralschweiz von 2000 bis 2019. inNET Monitoring AG.
- OSTLUFT (2013) Faktenblatt "Überprüfung von Emissionsfaktoren im realen Strassenverkehr"
- OSTLUFT (2016) Bericht Luftqualität 2016. Zürich Mai 2017 32 pp.
- OSTLUFT (2018) Medienmitteilung. Dieselskandal bremst Verbesserung der Luftqualität., 4 pp.
- OSTLUFT-Jahresbericht 2018. Seite 14: Hinweis einer Belastungszunahme von NH₃ an Standorten ohne direkten Landwirtschaftseinfluss für Messstandorte in Zürich, Näfels, Rapperswil, Netstal und Schaan.
- Rihm B, Künzle T (2019) Mapping Nitrogen Deposition 2015 for Switzerland. Technical Report on the Update of Critical Loads and Exceedance, including the years 1990, 2000, 2005 and 2010. Meteotest, Bern, commissioned by the Federal Office for the Environment (FOEN). <https://www.BAFU.admin.ch/BAFU/en/home/topics/air/publications-studies/studies.html>
- Rihm B, Achermann B (2016) Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on

- Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Federal Office for the Environment, Bern. Environmental Studies no. 1642: 78 pp.
- Rihm B, Urech M, Peter K (2009) Mapping Ammonia Emissions and Concentrations for Switzerland — Effects on Lichen Vegetation. In: Sutton M.A., Reis S., Baker S.M. (eds) Atmospheric Ammonia. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9121-6_7
- SAEFL (2003) Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.). Environmental Documentation No. 169, Berne, 120 pp.
- SAEFL (2004) Modelling of NO₂ and benzene ambient concentrations in Switzerland 2000 to 2020. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL, Ed.). Environmental Documentation No. 188, Berne
- Seitler E, Meier M, Thöni L (2018) Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2017 Messbericht FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, Rapperswil
- SO₂-Immissionen Schweiz Modellierung 1980–2010 Schlussbericht (2013). Zürich / Bern, 31. Oktober 2013 J. Heldstab J, Betschart M, INFRAS, Künzle T, Albrecht S, Meteotest. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. SO₂-Immissionen-1980-2010.docx
- Urech M, puls (2014) Flechten und Luftqualität im Kanton Zug: Wirkungskontrolle 2013 im Auftrag des Kantons Zug Amt für Umweltschutz 18. März 2014 puls Umweltberatung, Bern 69 pp.
- Urech M, Schindler Ch, Rössli M, Ifanger D, Rihm B, Peter K, Achermann B (2015) Flechtenvegetation und Stickstoffbelastung: Zeitlich und räumlich differenzierte Datenanalyse anhand epidemiologischer Methoden. Projektbericht puls Umweltberatung zuhanden des BAFU, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, Sektion Luftqualität, Bern 30. Januar 2015, 72 pp.
- Wirth V (2010) Ökologische Zeigerwerte von Flechten. *Herzogia* 23 (2)
- Wirth V (1995) Flechtenflora, 2. Auflage 1995, Uni-Taschenbücher 1062. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart 661 pp.

7. Anhang - Untersuchungsmethoden und weitere Grundlagen

- 7.1** Recalibration and validation of the Swiss lichen bioindication methods for air quality assessment. Herzig et al. 2020. Environmental Science and Pollution Research.



Recalibration and validation of the Swiss lichen bioindication methods for air quality assessment

Rolf Herzig¹ · Christian Schindler^{2,3} · Martin Urech⁴ · Beat Rihm⁵ · Hanspeter Lötscher⁶ · Georg Thomann⁶Received: 17 July 2019 / Accepted: 22 April 2020 / Published online: 11 May 2020
© Springer-Verlag GmbH Germany, part of Springer Nature 2020, corrected publication June 2020

Abstract

The aim of this study was to recalibrate the Swiss lichen bioindication methods, developed and calibrated with air pollution data 30 years ago. Since then, levels of air pollution have considerably decreased, and the mix of pollutants has changed due to successful emission control in Switzerland and neighboring countries. In particular, there has been a change from a sulfur- and acid-dominated to a more nitrogen-dominated pollution mix of NH_3/NO_x and ozone, resulting in increased pH levels. This allowed a recolonization and change in abundance and composition of the epiphytic lichen vegetation, indicating an improved air quality in Switzerland. The existing indices of atmospheric pollution or purity IAP_{18} and IAP_{BR} developed 30 years ago showed good longitudinal correlations with air pollutant levels until the end of the last century, but a growing drift was observed in some regions over the last 15 years. This called for a method recalibration with more recent air pollution data. Data from a total of 7178 trees from 22 Swiss regions grouped into 1331 homogenous plots and covering the period 1994 to 2017 were averaged by year within plots. Three pollutant-specific lichen indices were newly established, one for primary pollutants (NO_2 , PM_{10} , SO_2), one for ozone (AOT40f), and one for ammonia (NH_3). These pollutant-specific lichen indices were derived from linear regression models with lichen variables and a linear time trend variable as predictors, using time-dependent coefficients. Parameters were selected using the Lasso method. The primary pollutant lichen index showed a coefficient of determination R^2 of 0.86 in the model with NO_2 , PM_{10} , and SO_2 as predictor variables, whereas corresponding models with other predictor variables (i.e., NH_3 , AOT40f, and meteorological variables) were of considerably lower fit. Regionalized lichen models for three larger Swiss regions revealed even better results, compared with the unified Swiss models. The best regionalized ozone and ammonia lichen indices reached an R^2 of 0.88 and 0.71, respectively.

Keywords Air pollution · Lichen bioindication · Primary pollutants lichen index · Ozone lichen index · Ammonia lichen index · Index of atmospheric purity (IAP)

The original article was revised: The correct figure 2 is presented in this paper.

Responsible Editor: Gerhard Lammel

Electronic supplementary material The online version of this article (<https://doi.org/10.1007/s11356-020-09001-x>) contains supplementary material, which is available to authorized users.

✉ Rolf Herzig
rolf.herzig.agb@bluewin.ch

¹ AGB, Arbeitsgemeinschaft für Bioindikation, Umweltbeobachtung und ökologische Planung, Quartiergasse 12, 3013 Bern, Switzerland

² Swiss Tropical and Public Health Institute, Basel, Switzerland

³ University of Basel, Basel, Switzerland

⁴ puls, Umweltberatung, Bern, Switzerland

⁵ Meteotest AG, Bern, Switzerland

⁶ Amt für Natur und Umwelt, Chur, Switzerland

Introduction

Background

Air pollution assessment with lichens as bioindicators has a long tradition in Europe and goes back to the botanist Nylander (1866), who first reported, that the lichens were disappearing from Jardin de Luxembourg in Paris in 1866, due to rapidly increasing levels of air pollution following industrialization. First attempts to correlate lichen abundance and diversity with air pollution data were made in the UK and Canada in the seventies of the last century and they showed a reasonable correlation with SO_2 levels (Hawksworth and Rose 1970; Hawksworth 1973), and with combined SO_2 and dust levels (LeBlanc and De Sloover 1970) for the index of atmospheric purity IAP, that was

developed in this period. Later on, effects of decreasing SO₂ and increasing NH₃ levels on lichen biodiversity in the Netherlands were shown by van Dobben and DeBakker (1996). Moreover, Cislighi and Nimis (1997) have presented relationships between lichen mapping, air pollution, and lung-cancer, and Conti and Cecchetti (2001) proposed in their review paper, lichens to be used as biological monitors in environmental prevention programs.

In the eighties, we have developed the “calibrated lichen indication method” in Switzerland (NRP 14 project), involving a larger set of air pollutants (SO₂, NO, NO₂, O₃, PM, dust, and heavy metals; annual means). From a set of 26 different candidate lichen indicators involving 54 lichen species, the one with the highest R^2 in a multivariable linear regression model with the above mentioned pollutant variables as simultaneous predictors was selected. The respective IAP₁₈ index, defined for each tree as the number of observed occurrences (frequency) among a set of sensitive lichen species, showed excellent values of R^2 between 0.92 and 0.98, depending on the pollutant mix and networks of the city region of Biel and entire Switzerland (Ammann et al. 1987; Herzig et al. 1985, 1987; Herzig and Urech 1988, 1991a, 1991b; Herzig 1990; Herzig 1993; Liebendörfer et al. 1988). For the Canton of Grisons (eastern Switzerland) with a slightly differing lichen community the specific IAP_{BR} was developed (Peter 1988). Both Swiss IAP methods distinguished a five color scale of lichen injury (lichen desert and inner struggle-, outer struggle-, transition-, and normal-zone), which were simultaneously used to indicate different levels of air pollution (critical, strong, average, low, and very low), as could be justified by the strong multiple correlation of these indices with air pollutants (Herzig and Urech 1988, 1991a; Herzig 1990). Although later publications (Loppi 2004; Loppi and Frati 2006; Giordani 2007) introduced a differentiation between the index of atmospheric purity IAP and the index of lichen diversity ILD, the latter based on lichen frequency only, we kept our earlier defined frequency-based Swiss IAP₁₈ and IAP_{BR} as indices of atmospheric purity. These results clearly underlined the potential of lichen-based air quality indicators, as a helpful tool for large scale air pollution cartography, assessing injuries from air pollution and controlling the success of air policy measures. They also prove useful for the biomonitoring of numerous persistent organic pollutants (POPs), heavy metals, and other elements, respectively (Herzig 1990, 1993; Herzig et al. 1989, 2011; Herzig et al. 2019).

Temporal changes in air pollution

The “Great Smog of London” of early December 1952 with a strong mortality peak of up to 12,000 dead (Bell et al. 2004; BBC News 2015), stimulated growing emission control at national and international levels. As a consequence,

ambient SO₂ levels significantly decreased until the mid-nineties of the last century in Switzerland and the EU. As can be seen from Fig. 1a, the SO₂ concentration strongly decreased in Switzerland until 1993 showing a further decrease until now, by a factor of 30 to 47 at urban sites, compared with the early eighties. A more detailed example of the temporal change in air pollution between 1985 and 1988 and 2017 is shown in Fig. S1 in Supporting Material). Figure S1a shows the relative temporal reduction of air pollutants in Switzerland from 1988 until 2017 (at NABEL stations). The percentage decreases of key pollutants were 94% for SO₂, 80% for NO₂, 59% for PM₁₀, 97% for particulate Pb, and 95% for Cd (BAFU 2018). The spatio-temporal changes of the key air pollutants SO₂, NO₂, PM₁₀, ozone AOT_{40f}, and NH₃ are shown in Fig. S1 b–i. Despite this significant temporal reduction in the levels of all air pollutants other than NH₃ in the national monitoring network NABEL, regional studies clearly show a slight different picture for some of the main pollutants. In the eastern Swiss cantons, a clear reduction in PM₁₀- and VOC-levels was only observed until 2003 at most measuring sites, as a result of particle filters on off-road and diesel cars, while only a small decrease in NO₂ was found at traffic measuring sites despite the more severe EC thresholds for motor cars (Ostluft 2016, 2013). Very little change in ammonia concentrations was observed over the period 2000 to 2017 at the 13 respective Swiss monitoring sites. Values were generally highest in areas with intensive animal production (Seitler et al. 2018).

Temporal changes in lichen diversity and air quality

The mainly sulfur- and acid-based contamination mix from the sixties to the eighties strongly stimulated the growth of the acidophytic lichen species and suppressed the growth of the “natural lichen communities” that also contain air pollution sensitive neutrophytic species. Decreasing SO₂ levels in Switzerland and the EU enabled a recolonization of these species and therefore an increase in IAP based air quality indices that was reported by different authors (Hawksworth and McManus 1993, Seaward 1993, Herzig, AGB 2000, 2005, 2013, 2014, Peter 2009, van Dobben and ter Braak 1996, van Dobben and DeBakker 1996, van Herk and Abtroot 1998, Stapper and Kricke 2004, Kirschbaum et al. 2006, 2010, Urech, puls 2014, Urech et al. 2015). A Swiss example of lichen diversity and air quality change over 25 years is given for the Canton of Grison (1986–2011) in Fig. 1b–d.

Nowadays, a more nitrogen-dominated mix of NH₃/NO_x and ozone is present in Switzerland, also resulting in increased pH levels. This stimulated the growth of nitrophytic and even N-tolerant lichen species (van Herk 1999; Loppi and Frati 2006). The latter may interfere with the concept of

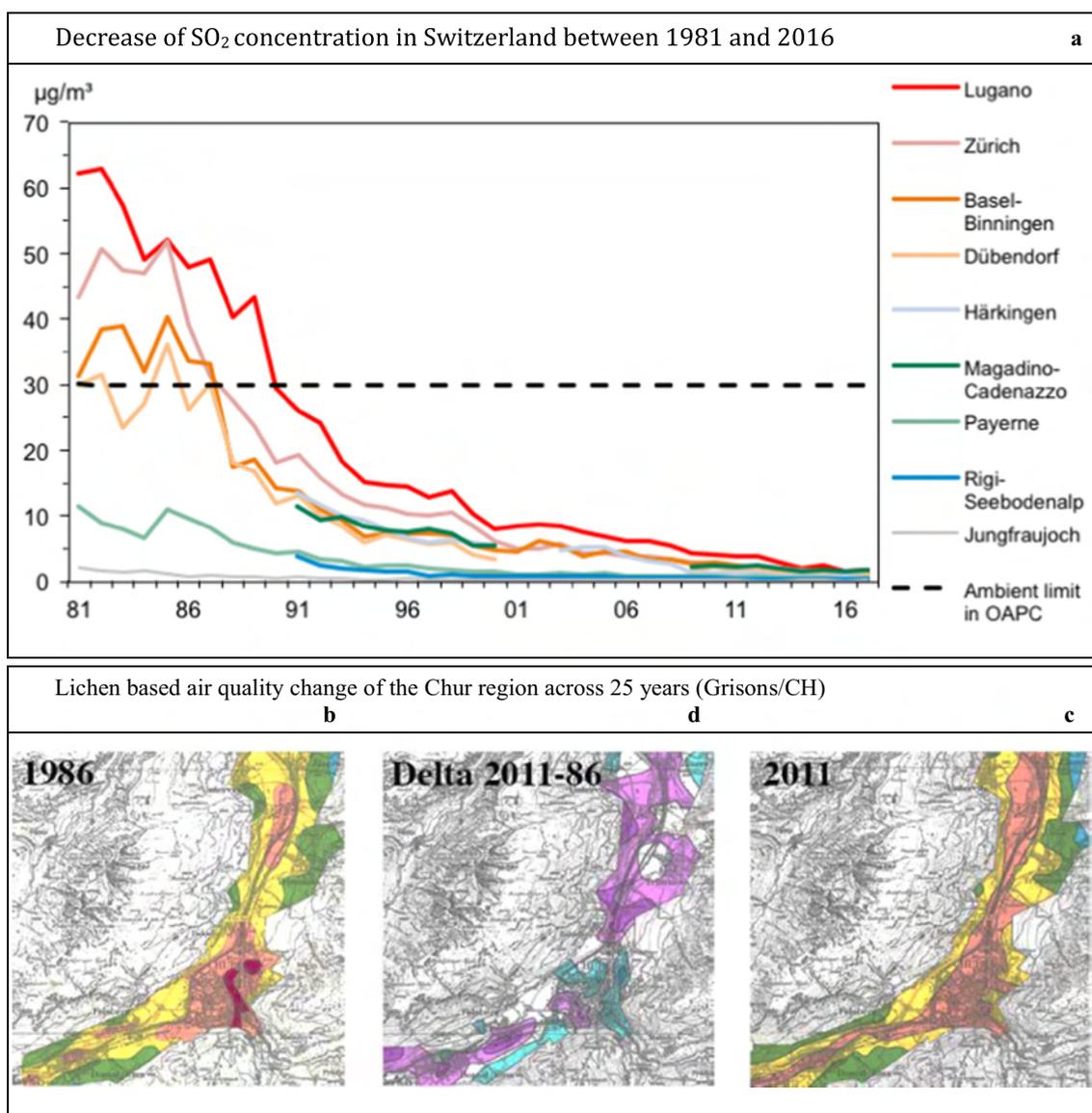


Fig. 1 Change of air pollution in Switzerland until 1981, exemplarily shown for SO_2 (a) at locations of the Swiss national network NABEL (BAFU 2018) and lichen bioindication based change of air quality in the region of Chur (Canton of Grisons) across 25 years from 1986 until 2011 (b, c, d). a Swiss SO_2 decrease: strongest decrease of SO_2 annual concentration was found between 1981 and 1993, with vanishing concentrations until today (BAFU 2018, Meteotest 2018). The relative decrease in annual mean SO_2 concentration in the cities of Basel, Lugano and Zuerich with long-term SO_2 measurement was by a large factor 24–46 between 1984/85 and 2017. SO_2 decreased by a factor of 22 at the high-way site Härkingen from 1991 until 2017 and by a factor of 36 at the highest alpine station Jungfrauoch at 3580 m o.s.l. b Air quality map of Chur region

1986. The Lichen desert (critical air pollution, red) found in 1986 in the City of Chur fully disappeared until 2011. c Air quality map of Chur 2011: while lichen deserts have disappeared, the contamination trail (orange) along the transalpine high-way A13 enlarged over time due to a doubling of the traffic frequency in the same period. d Air quality change in Grisons across 25 years: while the differential air quality map of 1986–2011 shows a decrease of pollution loads in parts of the city of Chur (cyan blue) and their surroundings due to sanitation measures, an increased pollution trail (magenta) along the transalpine A13 highway indicates increased traffic and intensified activities at main industrial/commercial sites

index of atmospheric purity (IAP), when toxitolerant lichen species become more frequent (Rihm et al. 2009). To take into account, the increase in nitrophytic and N-tolerant lichen species and the concurrent decrease in acidophytic lichens following the quantitative and qualitative changes in the air pollution mix over the past 30 years, with the growing relative importance of NH_3/NO_x and ozone, the Association of

German Engineers VDI (VDI 3957 Part 13 2005) modified and extended its lichen bioindication method by introducing a two-dimensional scale distinguishing reference and hypertrophication species, as also proposed by Kirschbaum et al. (2012). Further details and a comparison with our new findings will follow under the “Results and discussion” section.

Recalibration of the Swiss lichen bioindication method

In response to the said changes in the levels and the mix of air pollutants and in the frequency pattern of lichen, several Swiss Cantons, with the support of Federal Office of the Environment (FOEN), mandated AGB and puls with an evaluation of the Swiss bioindication method in 2015. (AGB, puls 2015, 2016, AGB, puls, SwissTPH 2018a, 2018b, 2018c; internal reports). Due to the recognized growing shift between the lichen bioindication and the air pollution measurements in some Swiss regions over the last 15 years, we have decided to recalibrate and further develop the Swiss Lichen Bioindication Method, using abundant lichen as well as modeled air pollution data across Switzerland from 1994 until 2017. In addition, new pollutant-specific lichen indices were to be developed.

Aims of the method recalibration

The entire recalibration work involved six aims, as shown in Fig. S2 in Supporting Material. First, new lichen-based indices for primary pollutants best possibly explaining levels of primary pollutants over the period 1994–2017 across all of Switzerland and in three specific sub-regions were to be developed. Secondly the specificity of the indices for the respective pollutants as compared with other pollutants and meteorological variables was to be assessed. Thirdly, the new Swiss indices for primary air pollution were to be compared with the older IAP₁₈-index across Switzerland and in the sub-regions of Central Switzerland and Lower Swiss Plateau, while the new index for the Grisons was to be compared with the older IAP_{GR}-index. These comparisons were also stratified by time period. Fourth, lichen-based indices for NH₃ for all of Switzerland and the three sub regions were to be developed and validated in the same way as the indices of primary pollutants. Fifth, corresponding lichen-based indices for AOT40f were to be developed and validated. Finally, the gain achieved with region-specific indices was to be assessed.

Material and methods

Recalibration database

The complete database of the Swiss lichen bioindication method consists of 12,222 long-term IAP-based lichen recordings over a period of 30 years between 1985 and 2017 from 54 projects in 28 Swiss regions. Of special interest for longitudinal analyses are the time series analyses with 2–3 repetitions in the same region (success control studies). The modeling of annual means of five air pollutants and seven meteorological parameters at the precise tree coordinates, i.e., for the five air

pollutants (SO₂, NO₂, PM₁₀, O₃-AOT40f, NH₃) and the seven meteorological parameters (rF, T, R, WS, Gr, Pe, Ct), as shown in Table S1 in Supporting Material.

Due to the very strong decrease of SO₂ concentrations in Switzerland between 1980 and 1993 (Fig. 1a), and after initial modeling steps, we finally based the recalibration of the Swiss lichen bioindication method on the period 1994–2017, when the strong suppression effect from acid air pollution on the “original” lichen communities was no longer present, due to successful emission control. The final recalibration dataset of 1994–2017 consists of totally 7178 IAP lichen recordings from 35 projects and 22 regions of Switzerland¹ with the respective modeled annual means of air pollution and meteorological data (Table S1 in Supporting Material). The respective air pollution and meteorological data were modeled by Meteotest and kindly provided by the FOEN (Air Pollution Control and Chemicals Division) for this lichen recalibration project.

Studies and long term lichen data from this Swiss regions available: Aarau, Appenzell, Ausserschwyz West and Ost, Bern, Biel, Bündner Rheintal, Fürstentum Liechtenstein, Hinterrhein (Domleschg, Schams), Innerschwyz, Köniz, Limmattal, Luzern Stadt, MfM-U, Misox, Neuenburg, Nidwalden, Solothurn, Thun, Uri, Winterthur, and Zug.

Lichen data aggregation for statistical analyses

Lichen and environmental data were aggregated at the level of geoplots, by averaging the tree-specific values of the respective plot by year. Each geoplot consisted of about five neighboring trees in homogenous geographical situation with a similar pollution load, which are used for the construction of spatial maps and for visualizing temporal trends Herzig et al. (1985, 1987) and Herzig and Urech (1991a). For the sake of longitudinal comparability of the large amount of existing data in Switzerland, we left the nomenclature of lichen species unchanged (Wirth 1995), although some lichens have received new botanical names in recent years. The lichen frequency recordings (0–10) are done by the strongly standardized procedure of the Swiss IAP lichen cartography Herzig et al. (1985) on strongly selected and classified arable trees (linden, maple, ash, oak, and walnut; the latter for GR only) in the main exposition window (120–170 cm from ground) using a frequency grid with 10 equal sized subplots that expands a variable 1/2 circumference of the analyzed tree.

Data sources of Swiss air pollution modeling

The Swiss Ordinance on Air Pollution Control (OAPC 1985) prescribes that the level and evolution of air pollution have to be monitored, and it also defines air quality standards (ambient limit values). The spatial concentration levels of main air pollutants have not only been measured but also modeled by the Federal Office for the Environment FOEN. The data

source for the emissions and their projections is managed by the Swiss Emissions Database EMIS run by the Federal Office for the Environment (FOEN 2019). The emissions are split according to four main sectors and further divided into 18 sub-categories: transport (road traffic, rail, navigation, aviation), industry (manufacturing industries and construction, e.g. cement, chemical, iron/steel, glass, food processing), house-holds/commerce (combustion in households, in commercial and institutional buildings), agriculture/forestry (combustion in agricultural buildings, agricultural and forestal vehicles/machinery, livestock, burning of agricultural wastes).

Modeling approaches

For the primary pollutants (NO_2 , PM_{10} , SO_2 , NH_3), annual emission maps and a dispersion model approach are used: A Gaussian dispersion calculation is applied to produce standardized transfer functions, which turn emission maps into concentration grids. Separate transfer functions are used for different geographical regions and emission heights (FOEN 2011a). For the secondary pollutant ozone (AOT40f), land-use regression models (LUR, Braun et al. 2017) are used to calculate maps of annual mean concentrations. The dispersion models produce maps for selected years (e.g., 2005, 2010, 2015). For the remaining years, concentration maps are calculated by a change-factor method based on the evolution of pollutant levels measured at monitoring stations (Meteotest 2018). Details on the modeling of the different pollutants and on the validation of these models are provided in the online Supplement Material, pp. 3–4.

Air pollution modeling of lichen data

In total, five modeled air pollutants (SO_2 , NO_2 , PM_{10} , ozone AOT40f, NH_3) and seven meteo parameters (rF, T, R, WS, Gr, Pe, Ct) parameters were assigned to the precise tree coordinates as means over 3 years including the year of the respective lichen measurement and the two preceding years, for all 12,222 IAP recordings until 1985. For the final recalibration, the dataset of 1994–2017 was used with totally 7,178 IAP lichen recordings from 35 projects and 22 regions of Switzerland with the respective modeled air pollution and meteo data, as shown in Table S1 in Supporting Material.

Data treatment and statistics

Statistical methods

Data of a total of 7178 trees from 1,331 geographically homogenous plots with 5 individual samples across 22 Swiss regions and covering the period 1994 to 2017 were averaged by year within plots. All regression analyses were conducted

at the level of plots. The primary outcome variable “primary pollutant score (PP-S)” was defined as the principal first component of the three variables $-\ln(\text{PM}_{10})$, $-\ln(\text{NO}_2)$, and $-\ln(\text{SO}_2)$. Thus, low and high values of the three variables and their principal first component, PP-S, indicate low and high air quality based on primary pollutants with high and low concentrations of primary pollutants, respectively. A second air quality score ($\text{NH}_3\text{-S}$) was defined as $-\ln(\text{NH}_3)$ and a third air quality score (AOT40f-S) was based on $-\ln(\text{AOT40f})$. Each of these scores was regressed on all 54 and 78 potential lichen variables, respectively, the variable year 2000 (defined as calendar year 2000) and interaction terms of the lichen variables with the variable year 2000 (i.e., products between the lichen variables and year 2000).

To validate the model, region-specific residual plots were inspected for outlying values. If a large residual could be explained by a bad representation of true air pollution exposure at the respective plot of trees by the underlying air pollutant model, the respective data were excluded from the final analyses. The final model was obtained using backward selection of variables applying LASSO, which penalizes the sum of absolute regression coefficients. By successively increasing the penalty, an ever increasing number of coefficients is shrunk to 0. Among all of these models, the one with the lowest Akaike information criterion (AIC) was selected (Akaike 1974). The variables defined by the fitted values of these models are referred to as lichen indices (LI), and we distinguish PP-LI, $\text{NH}_3\text{-LI}$, and AOT40f-LI as predictors of PP-S, $\text{NH}_3\text{-S}$, and AOT40f-S, respectively.

For a better comparison with the IAP indices whose values are positive and have a fixed lower and upper limit, the indices PP-LI, $\text{NH}_3\text{-LI}$, and AOT40f-LI were transformed using the logistic function $f(x) = \exp(x)/[1 + \exp(x)]$ which maps the set of real numbers onto the interval (0, 1). These transformed indices are denoted by PP-LI', $\text{NH}_3\text{-LI}'$, and AOT40f-LI', respectively. Values of PP-LI' close to 1 resp. 0 thus indicate high resp. low air quality. In case of the local lichen indicators for the region Grisons and Principality of Liechtenstein, 24 additional lichen variables were included in the model. To assess the validity of the model across time, we computed separate values of R squared for the periods 1994–2002 and 2003–2017.

Moreover, to assess the associations of the lichen index variables with different environmental variables, we computed regression models with PP-LI, $\text{NH}_3\text{-LI}$, and AOT40f-LI as outcome variables and air pollutant and/or meteorological parameters as predictor variables.

The full regression model before backward selection contained all lichen frequency variables, the year of the lichen measurement and interaction terms between the year of measurement and the lichen frequency variables. All models were thus of the form:

$$E(y) = b_0 + (b_1 \times F_1 + \dots + b_m \times F_m) + (c_1 \times G_1 + \dots + c_m \times G_m) + d \times (\text{year} - 2000) \quad (1)$$

where:

m	number of lichen species considered (i.e., 54 for Switzerland as a whole and all regions of Switzerland other than the Grisons and 78 for the Grisons).
$E(y)$	lichen index defined by the respective model for PP-LI, NH ₃ -LI, and AOT40f-LI, respectively.
F_x	Frequency of lichen species F_x ($x = 1, \dots, m$).
G_x	$F_x \times (\text{year of recording} - 2000)$.
year	year of lichen recording.
b_o	model intercept (= the predicted value of the respective air quality score in 2000 at a site with all F_x equal to 0).
b_1 to b_m	regression coefficients of the variables F_1, \dots, F_m .
c_1 to c_m	regression coefficients of the variables G_1, \dots, G_m .
d	regression coefficient d of the variable (year of recording – 2000).

The coefficients of variables having been eliminated in backward selection were set to 0 in Eq. (1).

To assess the specificity of lichen scores as indicators of respective ambient pollutant levels, we considered different linear regression models relating these indices to air pollutant and meteorological variables and compared the coefficients of determination of these models. We also regressed individual lichen frequency variables on PP-S and the year of measurement to assess the correlation of the respective lichen frequency with primary pollutants. The partial F value of PP-S in the respective model was considered as measure of the sensitivity of the respective lichen species to primary pollutants.

Different statistical approaches were used in 2017 and the initial calibration in 1985. The new lichen indices were derived by regressing pollutant variables on the whole set of lichen frequencies, while the lichen indices were the dependent variables in the 1985 analyses. This switch of roles between lichen and pollutant variables became possible owing to the large amount of lichen data collected in the meantime and the availability of spatially comprehensive air pollution models for the period 1994 to 2017.

All statistical analyses were conducted using SAS Statistical Software version 9.4 and Stata Statistical Software version 15. Some of the bar graphs and boxplots were done by DeltaGraph version 7. The spatial concentration maps were generated using R version 3.3.2 and packages *anima* and *connect*.

Results and discussion

Initial modeling

At the beginning of the recalibration procedure, we broadly examined linear and non-linear regression models with untransformed and log-transformed air pollutant data and distinguishing N- and S-sensitive species (Wirth 2010). These models were set up as time independent. However, it turned out that they were all unable to fit the data well over the whole 20-year period considered.

Novel pollutant-specific lichen models for Switzerland

We thus switched to linear regression models with time-dependent coefficients. To avoid overfitting, variable selection was conducted using the LASSO method guided by the Akaike information criterion (AIC). The resulting models provided a good spatial fit over the whole time period. Three novel pollutant-specific indices were established: The primary pollutant index based on NO₂, PM10 and SO₂, the ozone index based on AOT40f, and the ammonium index based on NH₃.

Geographic fit and validation of novel Swiss lichen models

The lichen-based prediction model for primary pollutant score (PP-S) across all of Switzerland had a high adjusted coefficient of determination (R^2_{adj}) of 0.86, while the respective models for the NH₃-score (NH₃-S) and AOT40f-score (AOT40f-S) had values of adjusted R^2 of 0.50 and 0.52, respectively (Table 1). In comparison, the regression model of the older IAP₁₈ index on the natural logarithms of PM10, NO₂, SO₂, NH₃, and AOT40f had an R^2 of only 0.35.

The pollutant-specific indices developed for entire Switzerland allow direct comparisons across the different regions, whereas the regionalized indices are specific and restricted to the respective region. The new pollutant-specific lichen indices differ from the holistic IAP approach, which indicates the overall injury by phytotoxic air pollutants. In contrast to the IAP concept developed in the eighties of the last century, the new lichen indices now incorporate pollutant- and lichen species-specific weights, and these weights are time-dependent, in addition. Table S2 in Supporting Material shows these regression coefficients for the Swiss models of all three pollutant-specific lichen indices: PP-Lichen-index, O₃-AOT40f-Lichen-index, and NH₃-Lichen-index.

Table 1 Novel pollutant-specific lichen indices for entire Switzerland, with their predictive performance for the respective air quality score

Pollutant-specific lichen index	Abbreviation	Calibrated with air quality score	Adjusted R^2
Primary pollutants lichen index	PP-LI	Score combining $-\ln(\text{NO}_2)$, $-\ln(\text{SO}_2)$ and $-\ln(\text{PM}_{10})$ #	0.86
Ammonium lichen index	NH_3 -LI	$-\ln(\text{NH}_3)$	0.50
Ozone-AOT40f lichen index	AOT40f-LI	$-\ln(\text{AOT40f})$	0.52

First component of principal component analysis of $-\ln(\text{NO}_2)$, $-\ln(\text{SO}_2)$, and $-\ln(\text{PM}_{10})$

\ln Logarithmus naturalis

Geographic fit and validation of novel region-specific lichen models

The large geographic diversity of Switzerland in terms of topography, meteorology and land use imply that the lichen indices developed for Switzerland as a whole show a heterogeneous performance across different regions. Therefore, we developed region-specific indices for the Grisons and Liechtenstein, the Centre of Switzerland, and Lower Swiss Plateau (Table 2).

The region-specific prediction models for the primary pollutant score (PP-S) reached an adjusted R^2 of 0.93 for the Grisons and Liechtenstein, of 0.87 for the Centre of Switzerland, and of 0.86 for the Lower Swiss Plateau. The region-specific prediction models for the NH_3 -score (NH_3 -S) reached $R^2_{\text{adj}} = 0.69$ for Grisons and Liechtenstein, $R^2_{\text{adj}} = 0.71$ for Centre of Switzerland, and $R^2_{\text{adj}} = 0.57$ for Lower Swiss Plateau. The region-specific prediction models for the Ozone-AOT40f score (AOT40f-S) reached $R^2_{\text{adj}} = 0.88$ for the region Grisons and Liechtenstein, $R^2_{\text{adj}} = 0.70$ for the Centre of Switzerland, and $R^2_{\text{adj}} = 0.47$ for the Lower Swiss Plateau. In comparison, the regression model of the older air quality index IAP_{BR} on the natural logarithms of PM_{10} , NO_2 , SO_2 , NH_3 , and AOT40f reached an R^2 of only 0.42 in the

region Grisons and Liechtenstein and clearly remained below the results of the new pollutant-specific indices.

The summary results of Tables 2 and 3 show a clear superiority of the regional lichen indices over the Swiss indices in the respective regions. Values in italics show the improvements obtained by the regionalized indices, compared with the results for the respective Swiss indices. The improvements of the model fit, obtained by the regionalization, is shown in Fig. S3 for the Primary pollutant lichen-Index (PP-LI) of entire Switzerland ($R^2 = 0.86$) and of Grison and Liechtenstein ($R^2 = 0.93$). The figure shows the scatter plot between primary pollutant index and primary pollutant score values at the plot level along with the associated linear regression line and its 95% confidence limits both for all of Switzerland (left) and the region of Grisons and Liechtenstein (right, region-specific index). For the NH_3 -Lichen Index, an improvement by regionalization is shown for all three regions, and the correlation between ozone-AOT40f and the associated lichen index increases for Grisons and Liechtenstein and for Centre of Switzerland. These regionalized pollutant-specific lichen indices enable designing high resolution maps at the spatio-temporal level which facilitate the evaluation of policy measures for air pollution control and benefit urban planning.

Table 2 Novel lichen indices for the three air quality scores derived for Switzerland as a whole and for three specific regions compared with the older IAP-indices in terms of their predictive performance. Values in

italics shows the improvement obtained by regionalization, compared with the entire Swiss results

Adjusted R^2 per region	Swiss regions and Cantons	Primary Pollutant-Lichen Index (PP-LI) #	NH_3 -Lichen-Index (NH_3 -LI) #	Ozone-AOT40f-Lichen Index (AOT40f-LI) #	Total Air Quality Index $\text{IAP}_{18}/\text{IAP}_{\text{BR}}$ +
Entire Switzerland	All Swiss regions	0.86	0.50	0.52	0.35
Grisons and Principality of Liechtenstein	Bündner Rheintal, Misox, Fürstentum Liechtenstein, Hinterrhein	<i>0.93</i>	<i>0.69</i>	<i>0.88</i>	<i>0.42</i>
Centre of Switzerland	Innerschwyz, Nidwalden, Uri, Zug	<i>0.87</i>	<i>0.71</i>	<i>0.70</i>	<i>0.41</i>
Lower Swiss Plateau	Aarau, Bern, Köniz, Limmattal, Solothurn, Thun	0.86	<i>0.57</i>	0.47	0.28

Adjusted R^2 of the regression model defining the respective lichen index

+ Adjusted R^2 of the regression model of $\text{IAP}_{18}/\text{IAP}_{\text{BR}}$ on the natural logarithms of PM_{10} , NO_2 , SO_2 , AOT40f, and NH_3

Table 3 Novel pollutant-specific lichen models. Comparison of the predictive performance of overall and regional lichen indices according to the variance explained (R^2). Values in *italics* shows the improvements obtained by regionalization, compared with the entire Swiss results

R^2 per region #	Primary Pollutant Lichen Index (PP-LI)		NH ₃ -Lichen Index (NH ₃ -LI)		Ozone-AOT40f-Lichen Index (AOT40f-LI)	
	for entire Switzerland	Regionalized	for entire Switzerland	Regionalized	for entire Switzerland	Regionalized
Grisons and Liechtenstein	0.86	<i>0.94</i>	0.30	<i>0.75</i>	0.58	<i>0.90</i>
Bündner Rheintal	0.87	<i>0.91</i>	0.07	<i>0.54</i>	0.66	<i>0.71</i>
Misox	0.81	<i>0.88</i>	0.40	<i>0.59</i>	0.28	<i>0.58</i>
Centre of Switzerland	0.70	<i>0.87</i>	0.55	<i>0.73</i>	0.43	<i>0.76</i>
Kt. Zug	0.73	<i>0.82</i>	0.24	<i>0.52</i>	0.41	<i>0.70</i>
Kt. Uri	0.66	<i>0.92</i>	0.40	<i>0.60</i>	0.54	<i>0.76</i>
Innerschwyz	0.63	<i>0.87</i>	0.15	<i>0.47</i>	0.43	<i>0.77</i>
Lower Swiss Plateau	0.86	<i>0.86</i>	0.30	<i>0.61</i>	0.58	<i>0.53</i>
Aarau	0.22	<i>0.61</i>	0.30	<i>0.37</i>	0.31	<i>0.53</i>
Limmattal	0.80	<i>0.90</i>	0.04	<i>0.31</i>	0.20	<i>0.37</i>
Solothurn	0.81	<i>0.94</i>	0.55	<i>0.71</i>	0.06	<i>0.56</i>
Stadt Bern	0.33	<i>0.62</i>	0.01	<i>0.33</i>	0.11	<i>0.35</i>
Thun-Spiez	0.47	<i>0.54</i>	0.43	<i>0.73</i>	0.10	<i>0.29</i>
Köniz	0.59	<i>0.52</i>	0.52	<i>0.58</i>	0.49	<i>0.33</i>

R^2 values equal the proportion of variance in the respective pollutant score explained by the associated Swiss or regionalized lichen index in the given region

Fit and validation of the novel lichen models over time

The validity of the new pollutant-specific lichen indices in view of their future use was additionally assessed for temporal consistency, by splitting the dataset into two periods of 1994–2002 and 2003–2017. Of special interest were those regions with repeated (2–3) lichen surveys, one between 1994 and 2002 and another between 2003 and 2017. The coefficients of determination R^2 obtained by regressing the primary pollutant lichen index (PP-LI) on the primary pollutant variables -ln(NO₂), -ln(PM10), and -ln(SO₂) are shown in Table 4.

The results of Table 4 show a good validity of the overall and the regionalized lichen indices for primary pollutants over time in the regions with two or three surveys but also across Switzerland and the three geographic regions with specific indices. The R^2 for the Swiss index is 0.86 in the period 1994–2002 and 0.80 in the period 2003–2017. The fit of the models for the regionalized indices of Grisons and Liechtenstein and of Central Switzerland improved from the first to the second period. This suggests that the new indices will provide valid assessments of air quality based on primary pollutants in the near future and possibly also beyond, provided that air pollution does not show unexpected changes in coming years.

We also regressed individual lichen frequency variables on PP-S and the year of measurement to assess the correlation of the respective lichen frequency with primary pollutants. The

partial F value of PP-S in this model was considered as measure of the sensitivity of the respective lichen species to primary pollutants, as shown in Table S3 (Supporting Material). The majority of lichens exhibiting a strong correlation with PP-S are indeed represented in PP-LI, and the signs of their coefficients in PP-LI for the year 2004 mostly coincide with those of the partial correlations with PP-S. Four lichen species with higher F values for which the two coefficients are of opposite sign were found. Two of them (*Physconia grisea* and *Caloplaca holocarpa* which are part of the Grison-specific lichen index) belong to the hypertrophication lichen species, the others are known S-indicators for acid air pollution which may explain this seeming inconsistency of signs.

Relationship of novel lichen models with air pollution and meteorology

To assess the specificity of the new lichen indices PP-LI, NH₃-LI, and AOT40f-LI, they were regressed on different sets of log-transformed air pollutant and meteorological variables. The results of these analyses are represented in the form of bar graphs displaying the adjusted coefficients of determination (R^2_{adj}) of the respective models (Fig. 2). Blue bars refer to the models involving the pollutant variable(s) defining the respective air quality score, while gray bars refer to models not including these variables.

The highest adjusted R^2 for the Swiss primary pollutant index (PP-LI) was observed in the model containing

Table 4 Validity of the new primary pollutant lichen index (PP-LI) for the different regions over time, expressed by the proportion of explained variation R^2 . R^2 values were obtained from regression models of PP-LI'son the primary pollutant score PP-S having been defined as first principal component of $\ln(\text{PM}_{10})$, $\ln(\text{NO}_2)$, and $\ln(\text{SO}_2)$

Adjusted R^2 per time period	Primary Pollutant-Lichen Index (PP-LI)	
	R^2 1994–2002	R^2 2003–2017
Swiss region/cantons/surveys		
Entire Switzerland	0.86	0.80
Grisons and Liechtenstein ³	0.76	0.90
Central Switzerland ²	0.79	0.88
Lower Swiss Plateau ³	0.92	0.83
Grisons (1995, 2010) ¹	0.73	0.77
Misox (1999, 2012) ¹	0.77	0.74
Zug (2003, 2013) ²	0.72	0.79
Innerschwyz (1997, 2008) ²	0.76	0.75
Limmattal (1995, 2003, 2014) ³	0.72	0.70
Solothurn (1994, 2006, 2010) ³	0.93	0.89

¹ Regression model of PP-LI-index for Grisons and Lichtenstein on $\ln(\text{PM}_{10})$, $\ln(\text{NO}_2)$ and $\ln(\text{SO}_2)$ ² Regression model of PP-LI for Central Switzerland on $\ln(\text{PM}_{10})$, (NO_2) and $\ln(\text{SO}_2)$ ³ Regression model of PP-LI-index for the Lower Swiss Plateau on $\ln(\text{PM}_{10})$, (NO_2) and $\ln(\text{SO}_2)$

$\ln(\text{PM}_{10})$, $\ln(\text{NO}_2)$, and $\ln(\text{SO}_2)$, followed by the models involving one of these variables at a time. NH_3 and AOT40f showed almost no correlation with PP-LI. Among the meteorological variables, relative humidity showed the highest correlation with PP-LI (with $R^2_{\text{adj}} = 0.38$). Thus, PP-LI is a specific and highly informative index of air quality based on primary pollutants. In contrast, the model for the IAP_{18} of Switzerland including all five pollutant variables together only showed an adjusted R^2 of 0.35 (Fig. 2d).

Similar analyses were done for the regionalized lichen models. Figure 3 gives the respective results for the region of Grisons and Liechtenstein. The respective figures for Centre of Switzerland (S4, Supporting Material) and Lower Swiss Plateau (S5, Supporting Material) are given in the Supplementary Material.

The clear dichotomy in explanatory power between the models involving the pollutant variables used to define the respective air quality score and the models involving other pollutant or meteorological variables underlines the high specificity of the new pollutant-specific lichen indices also in the region Grisons and Liechtenstein. The exception is the relatively high correlation of the ozone-based air quality index with rainfall. For the IAP_{BR} , the explanatory power of the model involving all five air pollutant variables was substantially lower than in the respective best models for the new air quality indices. Better results for the air quality impact index IAP_{BR} were obtained for the Bündner Rheintal and Misox ($R^2 = 0.59$) for data up from after 2003, and for all data of Grisons and Liechtenstein from 2003 until 2017, with an R^2_{adj} of 0.51 (data not shown).

Visual validation of pollutant-specific lichen indices by air quality maps

We simultaneously compared the spatio-temporal distribution patterns of modeled air pollution (SO_2 , PM_{10} , NO_2 , AOT40f, NH_3) with the respective maps of the new pollutant-specific and regionalized lichen indices (PP-LI, AOT40f-LI, and NH_3 -LI) across different regions and for different lichen survey years. These air pollution maps show a general temporal decline of pollutants other than NH_3 . The strongest decline is seen for SO_2 , followed by PM_{10} , NO_2 , and AOT40f. These changes are well reflected also in the PP-lichen index maps.

Air pollution change in the Bündner Rheintal between 1995 and 2010

The maps of Fig. 4 exemplarily show the change in air quality over 15 years in the Bündner Rheintal according to the modeled air pollution, the pollutant-specific lichen indices, and the IAP_{BR} . The color codes of the maps are explained in the legend of Fig. 4. Although they are not directly comparable between different indices they allow qualitative comparisons.

The temporal evolution can be characterized as follows:

- Strong reduction in annual mean concentrations of $\text{PM}_{10} > \text{NO}_2 > \text{SO}_2$ from 1995 to 2010 (Fig. 4 a1, a2, b1, b2, c1, c2) which is reflected by a strong decrease of the primary pollutant lichen-index PP-LI (Fig. 4 e1, e2).

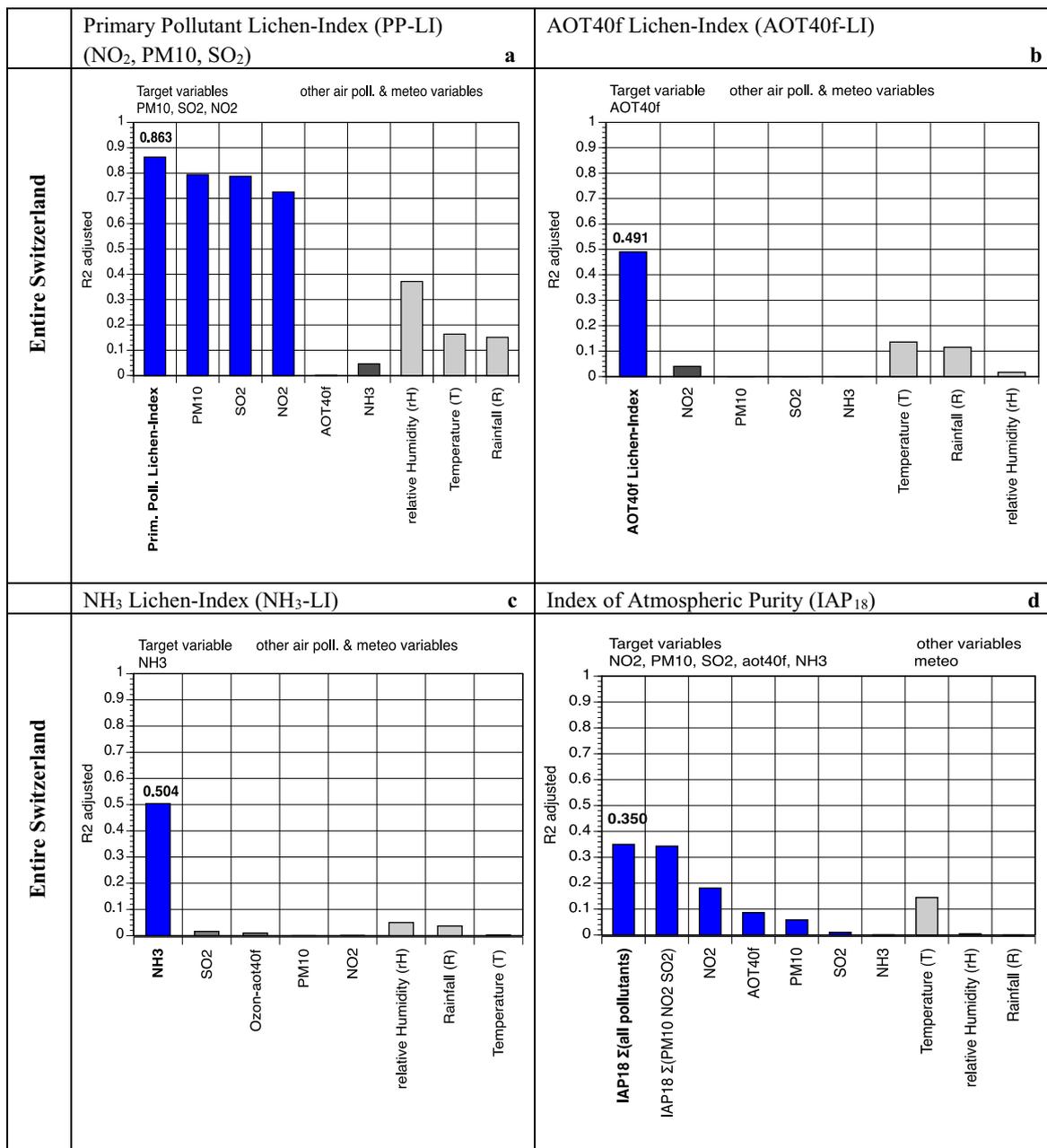


Fig. 2 Correlations (R^2_{adj}) of new lichen-indices for primary pollutants, NH_3 and AOT40f and of the traditional index IAP18 with log-transformed air pollutant and meteo variables for entire Switzerland. **a** The new primary pollutant lichen index (PP-LI) shows a high multivariable correlation ($\text{adj } R^2 = 0.86$) with primary pollutant variables $\ln(\text{PM}_{10})$, $\ln(\text{SO}_2)$, $\ln(\text{NO}_2)$ (left blue bar), followed by bivariate correlations with individual primary pollutant variables (other blue bars). The bivariate correlations with the other pollutant variables ($\ln(\text{NH}_3)$ and $\ln(\text{AOT40f})$, dark gray bars) and the log-transformed meteo variables (light gray bars) follow on the right side of the bar graphs. **b** AOT40f-

lichen-index (AOT40f-LI), shows a sizable correlation only with the AOT40f-score. **c** NH_3 -lichen index (NH_3 -LI), shows a sizable correlation only with the NH_3 -score. **d** Index of Atmospheric Purity (IAP₁₈), for which $\text{adj } R^2$ reaches its maximum of 0.35 in the model involving of all 5 pollutant variables. Blue bars display adjusted R^2 values of models involving the respective target pollutant(s), dark gray bars the adjusted R^2 values of models involving other pollutant variables and light gray bars adjusted R^2 values of models involving meteo variables. Air pollutant and meteo-variables were log-transformed for these analyses

- Reduction in AOT40f dose during the same period, which is reflected by an increase in air quality as measured by the AOT40f-based lichen index (Fig. 4 g1, g2).

- Very little temporal change in the annual mean concentration of NH_3 from 1995 until 2010, paralleled by little change in air quality as measured by the NH_3 -based lichen index (Fig. 4 i1, i2).

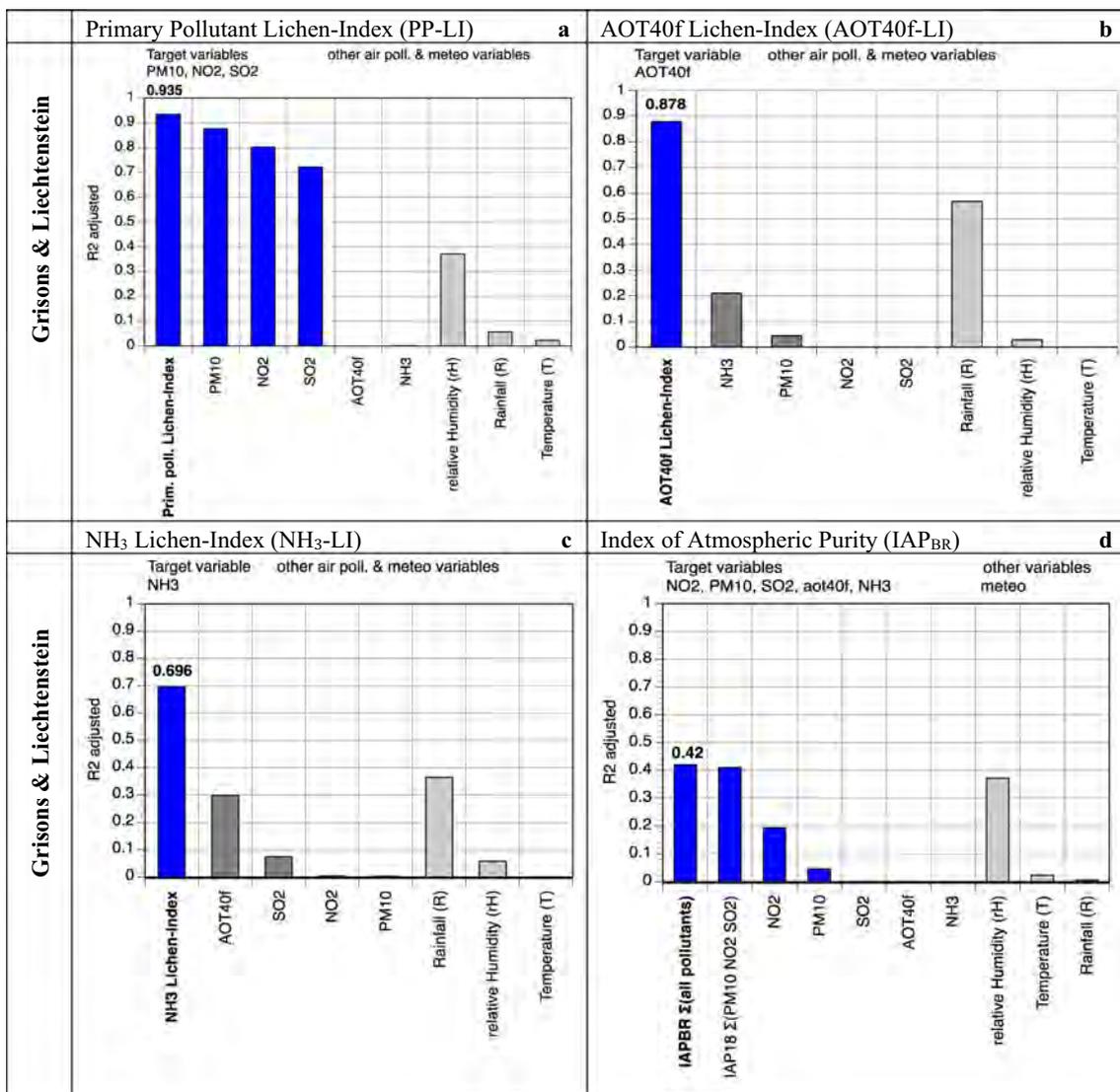


Fig. 3 Quality and specificity of regionalized pollutant-specific lichen-indices and of IAP_{BR} (Index of Atmospheric Purity). **a** Primary pollutant lichen-index (PP-LI), **b** AOT40f-lichen-index (AOT40f-LI), **c** NH₃-lichen-index (NH₃-LI) for Grisons and Lichtenstein after regionalization, **d** Index of Atmospheric Purity (IAP_{BR}). Blue bars display adjusted R²

values of models involving the respective log-transformed target pollutant(s), dark gray bars the adjusted R² values of models involving other log-transformed pollutant variables and light gray bars adjusted R² values of models involving log-transformed meteo variables. Air pollutant and meteo-variables were log-transformed for these analyses

– Reduction of the total load of air pollution, as reflected by IAP_{BR} (index of atmospheric purity), with the complete disappearance of the red colored so-called “lichen desert zone” in the city of Chur from 1995 to 2010 (Fig. 4 k1, k2). On the other hand, the orange pollution trail along the transalpine highway A13 has widened as a consequence of the near doubling of the traffic frequency from 1995 to 2010, which is only partly reflected in air pollutant dispersion models because of overly optimistic emission values provided by car manufacturers (Löttscher 2017; OSTLUFT 2013, 2018). Moreover, as a holistic indicator of total air pollution load, IAP_{BR} reflects the combined injuries of several phytotoxic air

pollutants on epiphytic lichen that cannot be fully captured by the new pollutant-specific lichen indices.

Legend of Fig. 4 shows annual mean concentrations of primary pollutants NO₂, SO₂, and PM10, given as μg m⁻³, with high values indicating a high pollutant load (dark orchid) and low air quality, and low values indicating a low pollution load (blue) and high air quality according to the respective pollutant. The Swiss NO₂ threshold (30 μg m⁻³) is between dark orange and red, and for PM10 (20 μg m⁻³) between yellow and dark orange. For SO₂, all color zones are much below the Swiss threshold (30 μg m⁻³). The air quality scores according to primary pollutants (NO₂, PM10, SO₂), NH₃, and

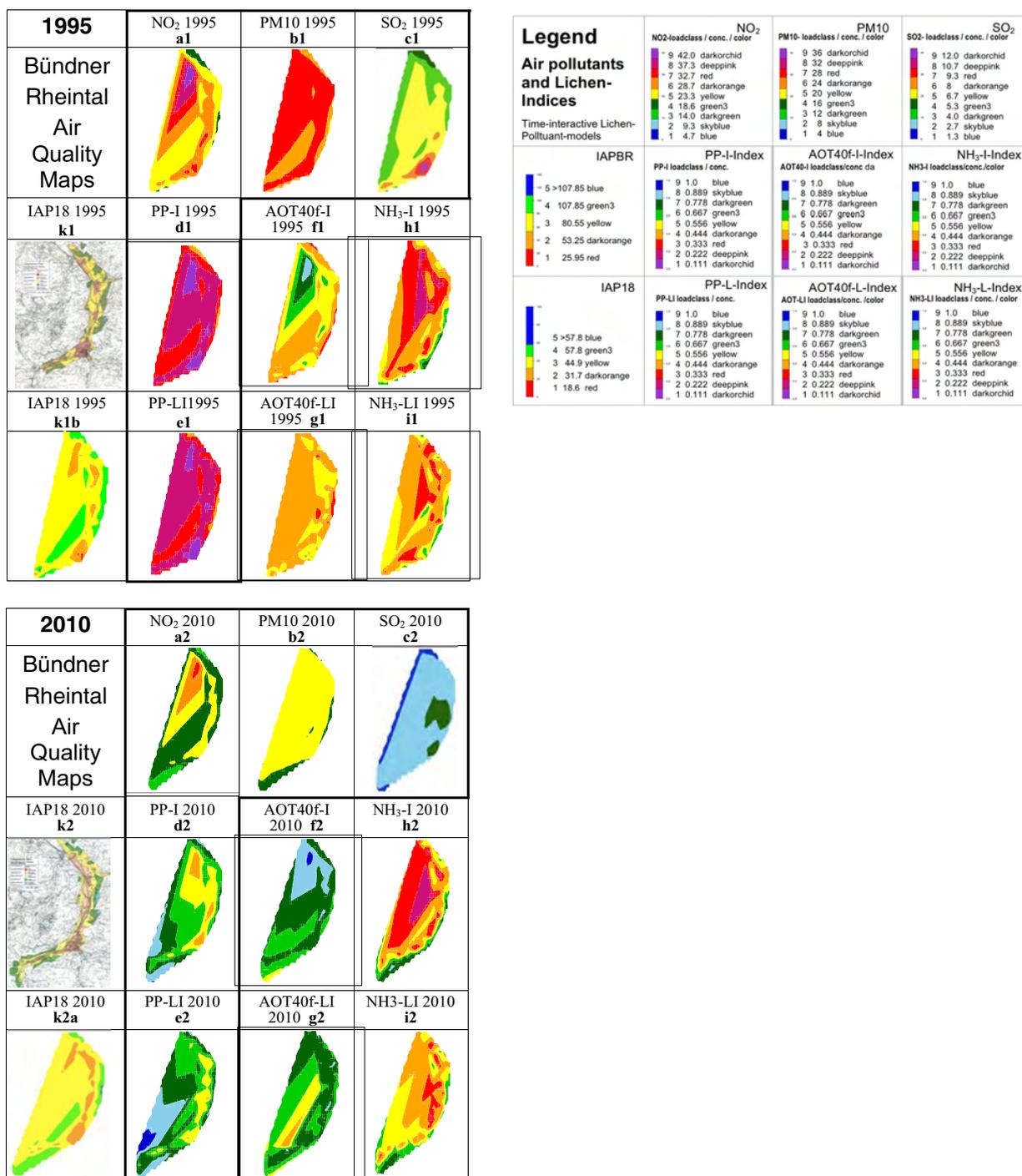


Fig. 4 Spatial differences and temporal change from 1995 to 2010 in air quality in the Bündner Rheintal (Rhine Valley of Canton of Grisons/CH) according to levels of primary pollutants (NO₂, PM10, SO₂), the air quality scores according to primary pollutants (PP-S'), NH₃ (NH₃-S') and AOT40f (AOT40f-S'), the corresponding new lichen indices PP-LI', NH₃-LI' and AOT40f-LI' and to the older lichen index of atmospheric purity IAP_{BR}. The elements of primary pollutants, PP-score and PP-LI' index are grouped by a thick black line. Air pollutant and lichen-index concentrations are shown in Fig. 4 according to its legend, as follow: NO₂ maps of 1995 (a1) and 2010 (a2), each based on modeled mean concentration over 3 years. PM10 maps of 1995 (b1) and 2010 (b2), each based on modeled mean concentration over 3 years. SO₂ maps of 1995 (c1) and 2010 (c2), each based on modeled annual

mean concentration over 3 years. Air quality score defined as first principal component of $-\ln(\text{NO}_2)$, $-\ln(\text{PM}_{10})$, $-\ln(\text{SO}_2)$ of 1995 (d1) and 2010 (d2). Lichen index for air quality according to primary pollutants (NO₂, PM10, SO₂) of 1995 (e1) and 2010 (e2). Air quality score according to AOT40f (annual dose above 40 ppb) of 1995 (f1) and 2010 (f2). Lichen index for air quality according to AOT40f-LI of 1995 (g1) and 2010 (g2). Air quality score according to NH₃ according to annual mean concentration of 1995 (h1) and 2010 (h2). Lichen index for air quality according to NH₃ of 1995 (i1) and 2010 (i2). IAP_{BR} index of atmospheric purity of 1995 (k1) and 2010 (k2), high resolution hand interpretation; IAP_{BR} index of atmospheric purity of 1995 (k1b) and 2010 (k2b), produced by R software

AOT40f dose as well as the respective lichen indices were all transformed onto the interval (0, 1) with values close to 1 (blue) and 0 (darkorchid) indicating high and low air quality, respectively. For distinction, transformed variables are denoted with a prefix'.

Similar comparative maps were constructed for different sub-regions of the three regions, Centre of Switzerland, Lower Swiss Plateau, and Grisons and Liechtenstein. Despite the general decline in air pollution, there are still regional differences in the pollutant mix. For example, the Limmattal (Lower Swiss Plateau) is a region with high former levels of SO₂, whereas the Bündner Rheintal, shown in Fig. 4, the canton of Zug (Fig. S5 Supporting Material) and the region of Aarau (Fig. S7, Supporting Material), share a more PM10- and NO₂-dominated pollution mix. The Canton of Uri (Fig. S6) and the Principality of Liechtenstein (Fig. S8, Supporting Material) show considerable levels of AOT40f. The southern region of Misox is characterized by a high load of AOT40f, which is typical for southern Switzerland. The latest results of the Hinterrheintal of Grisons of 2017 showed a predominance of ozone and NH₃, with relatively low concentrations of primary pollutants. Values of IAP_{BR} along the transalpine highway A13 and in the main settlements were relatively low, whereas air quality is relatively high in the more elevated sites of this alpine valley. These spacio-temporal changes of air pollutants and their mix are well captured by the novel pollutant-specific lichen indices and reflected in their regional distribution maps.

Discussion of results

The present validation of the newly developed lichen indices using modeled air pollution data and distinguishing two different periods shows that the epiphytic lichen vegetation still represents a most valuable indicator of air quality across Switzerland and over different periods. Multivariable linear regression analyses involving air quality scores based on modeled air pollutant data as outcomes and observed lichen data from surveys conducted in different regions of Switzerland between 1994 and 2017 as predictor variables enabled three novel pollutant-specific lichen indices, called the primary pollutant-lichen index (PP-LI), indicating air quality according to a score derived from the primary pollutants NO₂, PM10, and SO₂, the AOT40f lichen-index (AOT-LI), indicating air quality according to the summer ozone dose above 40 ppb having been introduced for the prevention of the sensitive vegetation (forest), and the NH₃ lichen-index (NH₃-LI), indicating air quality according to the ammonium load.

The approach presented in this paper and the modification of the lichen bioindication method of the Association of German Engineers VDI (VDI 3957 Part 13 2005) are the first published solutions taking into account the increase in nitrophytic and N-tolerant lichen species and the concurrent decrease in

acidophytic lichens following the quantitative and qualitative changes in the air pollution mix over the past 30 years, with the growing importance of NH₃/NO_x and ozone. To our knowledge, the novel Swiss indices are the only lichen-based air pollutant indicators having been derived by regressing air pollution on lichen frequency data in a time-dependent way with the aim of capturing changes in the air pollution mix over time.

A few other studies have investigated associations between lichen diversity and environmental variables. In an early Dutch study (van Herk and Braak 1996), lichen vegetation was annually recorded at 150 stations from 1977 until 1990. The mean number of lichen species and abundance by station increased between 1977 and 1990 while SO₂ levels decreased. The level and change of lichen abundance were negatively associated with SO₂ concentration and temporal change in SO₂, respectively, whereas NH₃ and NO₂ were not predictive of lichen abundance during this period. Several studies were conducted in periods of further decreased SO₂ levels when the air pollution mix was increasingly dominated by NH₃/NO_x and ozone. Some of them related to forest sites, and mainly assessed different ecological parameters beside one or two air pollutants, often with low grid resolution or via point emission sources. Giordani (2007) assessed lichen diversity data against 12 predictive variables of land-use and meteorological parameters in the Genova province (NW Italy) and modeled the influence of air pollution (SO₂, NO_x, CO) in 1-km² plots by non-parametric multiplicative regression (NPMR). Different variables were found to affect the lichen diversity in urban and forested areas. In urban areas, SO₂ was the main limiting factor, even though under improving conditions the respective effect became less significant. In a European forest study, Giordani et al. (2013) assessed the critical amount of nitrogen deposition leading to a significant decrease in the relative diversity of morpho-functional groups of epiphytic lichens in the sampled plots, and the proportion of variance in these diversity variables attributable to nitrogen deposition alone. The percentage of macro lichens per plot was found to be the most important indicator, since 56.7% of its variation could be explained by deposition variables, particularly by nitrogen compounds. A critical load of nitrogen of 2.4 kg ha⁻¹ year⁻¹ was determined and about 75% of the examined ForestBIOTA plots were affected by a non-sustainably high nitrogen deposition. In an area of the Italian Prealps with a large cement factory, Cristofolini et al. (2008) assessed the diversity of epiphytic lichen in comparison with air pollution and other ecological predictors, using NPMR. The best model including 10 variables showed a coefficient of determination R² of 0.71. For the diversity of nitrophytic lichen, an R² of 0.72 was found, compared with an R² of 0.59 for the diversity of non-nitrophytic lichen. These results underline the growing importance of the nitrophytic lichens which are favored by the present air pollution mix.

Since all of these studies considered lichen variables as dependent and environmental variables as independent variables in their regression models, the respective results are not

directly comparable with those presented for the novel lichen indices in the present paper. However, these findings may provide explanations for the decrease in the correlations of the old Swiss air quality indices IAP_{18} and IAP_{BR} with the levels of primary air pollutants over the past decades.

Conclusion

While the Swiss lichen indices IAP_{18} and IAP_{BR} were the first published indicators for atmospheric purity and total air pollution, obtained by a multivariable calibration of lichen data with several main air pollutants, 30 years ago, the newly introduced indices for primary air pollution, NH_3 , and AOT40f enable a refined assessment of air quality through pollutant-specific differentiation. These novel indices were derived by regressing modeled data of five main air pollutants of Switzerland and Liechtenstein on concurrent lichen frequency data, considering regression coefficients of the different lichen variables as linear functions of time and using backward variable selection based on the LASSO method. In this way, pollutant-specific and time-dependent sensitivity coefficients for the individual lichen species were obtained, and the performance of prediction models across space and time could be improved. The three novel pollutant-specific lichen indices and the IAP for atmospheric purity are representative for the period 1994–2017 across non-forest areas of Switzerland, while three regionalized versions of the pollutant-specific indices were derived for the Lower Swiss Plateau, the Centre of Switzerland and the Grisons and Principality of Liechtenstein, respectively. However, the performance of these novel models will have to be monitored at regular intervals to see when a next recalibration is needed.

In contrast to the traditional IAP-indices, the new pollutant-specific lichen indices showed high correlations with the pollutant variables used to derive them and low correlations with other pollutant variables and meteorological variables, underlining their high specificity. The multiple correlations of the traditional IAP_{18} and IAP_{BR} with the air pollutant variables were substantially lower and less specific. Nevertheless, the IAP indices remain important indicators of total air quality which cannot be fully measured by any of the new pollutant-specific indices.

The novel pollutant-specific lichen indices, which are based on the same lichen frequency data as the traditional air quality indices IAP_{18} and IAP_{BR} , allow to draw precise pollutant-specific maps of the current air pollution situation and of the changes having occurred over the past 20 years.

To our knowledge, these novel pollutant-specific indices are the only lichen-based air pollutant indicators having been derived by regressing air pollution data on lichen frequency data in a time-dependent way, with the aim to relate changes in the air pollution mix over time to changes in the lichen

population. These changes are characterized by an increase in nitrophytic and N-tolerant lichen species and a concurrent decrease in acidophytic lichens which has followed the quantitative and qualitative changes in the air pollution mix over the past 30 years, with the growing importance of NH_3/NO_x and ozone.

Acknowledgments This method recalibration work is based on more than 50 lichen IAP-based surveys with a large long-term data base of lichen measurements across different regions of Switzerland and in the Principality of Liechtenstein for over 30 years. Hints from monitoring studies on an increasing disagreement between the temporal evolution of ambient air pollution and the traditional IAP-based lichen air quality indicators, stimulated this recalibration study, started in 2015 and concluded in 2018.

This study was initiated and co-funded by the Environmental Agencies of the Swiss Cantons GR, AR, UR, ZG, AR, AG, and the Principality of Liechtenstein (FL). The Swiss Federal Office for the Environment (FOEN) provided, in cooperation with Meteotest, the air pollution and meteo data used in the present study. Authors are grateful for financial support and for valuable scientific input and thank Astrid Furrer, Peter Stofer, Niklas Joos-Widmer, Peter Federer, Heiko Loretan, Andreas Gstöhl, Reto Meier, Beat Achermann, Christoph Scheidegger, and the numerous EPA-institutions and cities that initiated all the lichen surveys over the last 30 years in Switzerland. Our special thank goes to Hanspeter Lötscher for the perfect coordination of the recalibration project with the cantonal institutions.

References

- AGB, puls (2015) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode. Präsentation und Management Summary 6.11.2015.
- AGB, puls (2016) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode. Management Summary, 7.3.2016.
- AGB, puls, SwissTPH (2018a) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode: Management Summary. 30.11.2018, 9 pp.
- AGB, puls, SwissTPH (2018b) Rekalibration der Flechtenindikationsmethode: Methodenbericht. 30.11.2018, 8 pp.
- AGB, puls, SwissTPH (2018c) Powerpoint Präsentation am ANU Chur 4.4.17, ergänzt 31.8.2018.
- Akaike H (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Autom Control* 19(6):716–723
- Ammann K, Herzig R, Liebendoerfer L, Urech M (1987) Multivariate correlation of deposition data of 8 different air pollutants to lichen data in a small town in Switzerland, in *Advances in Aerobiology, Experientia Supplementum*, 51st edn. Birkhäuser Verlag, Basel, pp 401–406. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-7491-5_68
- BAFU (2018) Luftqualität 2017. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL). Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Zustand Nr. 1825, 28 pp. <https://www.bafu.admin.ch/uz-1916-d>
- BBC News. (2015). “The lethal effects of London fog”.
- Bell ML, Davis DL, Fletcher T (2004) A retrospective assessment of mortality from the London smog episode of 1952: the role of influenza and pollution. *Environ Health Perspect* 112(1):6–8 <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/pdf/10.1289/ehp.6539>
- Braun S, Schindler Ch, Rihm B (2017) Growth trends of beech and Norway spruce in Switzerland: The role of nitrogen deposition, ozone, mineral nutrition and climate. *Science of The Total Environment* 599–600:637–646

- Cislaghi C, Nimis P (1997) Lichens, air pollution and lung-cancer Scientific correspondence. *Nature* 387:463–464
- Conti ME, Cecchetti G (2001) Biological monitoring: lichens as biomonitors of air pollution assessment a - a review. *Environ Pollut* 114:471–492
- Cristofolini F, Giordani P, Gottardini E, Modenesi P (2008). The response of epiphytic lichens to air pollution and subsets of ecological predictors: A case study from the Italian Prealps. *Environmental Pollution*, 151:308–317
- FOEN (2011a). NO₂ ambient concentrations in Switzerland. Modeling results for 2005, 2010, 2015. Federal Office for the Environment, Bern. Environmental studies no. 1123: 68 pp.
- FOEN (2019) EMIS Emissionsinformationssystem der Schweiz. Swiss Emissions Database: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/luft/zustand/emissionsinformationssystem-der-schweiz-emis.html>
- Giordani P (2007) Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environ Pollut* 146: 317–323
- Giordani P, Calatayud V, Stofer S, Seidling W, Granke O, Fischer R (2013) Detecting the nitrogen critical loads on European forests by means of epiphytic lichens. A signal-to-noise evaluation. *For Ecol Manag* 311:29–40
- Hawksworth D.L (1973) Mapping studies, in: Ferry B.W, Baddeley M.S., and Hawksworth D.L (eds.), *Air Pollution and Lichens*, The Athlone Press of the University of London, pp. 38–76.
- Hawksworth DL, McManus (1993) Lichen recolonization in London under conditions of rapidly falling sulfur dioxide levels, and the concept of zone skipping. *Bot J Linn Soc* 100:99–10
- Hawksworth DL, Rose S (1970) Qualitative scale for estimating sulfur dioxide air pollution in England, Wales using epiphytic lichens. *Nature* 222:145–148
- Herzig R (1990) Entwicklung des Integrierten biologischen Messsystems der Luftverschmutzung mit Flechten in der Schweiz, seine Anwendung und erste Vergleiche mit Bodenanalysen. VDI-Kolloquium: Wirkungen von Luftverunreinigungen auf Böden, 15–17. Mai 1990, Lindau. VDI-Berichte 837:937–956
- Herzig R (1993) Multi-residue analysis with passive biomonitoring: a new approach for volatile multi-element contents, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons with lichens in Switzerland and the principality of Liechtenstein, Chapter 11–285–328. In: *Plants as Biomonitors for Heavy Metal Pollution in the Terrestrial Environment* Ed. Markert B, VCH-Verlagsgesellschaft Weinheim. ISBN 3–527–30,001-5.
- Herzig R, AGB (2000) Zweite Erfolgskontrolle zur Luftreinhaltung in der Stadt Biel 1998/99 - Wiederholung der Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten nach 15 Jahren. Sicherheits-, Energie und Verkehrsdirektion der Stadt Biel Stadtchemikeramt.
- Herzig R, AGB (2005) Erfolgskontrolle zur Luftreinhaltung in der Stadt Bern 2004. Wiederholung der Untersuchungen. mit Flechten nach 14 Jahren. Schlussbericht, 162 pp. Stadt Bern, Amt für Umweltschutz und Lebensmittelkontrolle, beco - Berner Wirtschaft, Gemeinden Bremgarten und Köniz.
- Herzig R, AGB (2013) Luftqualitätsuntersuchungen im Kanton Graubünden. Zweite Erfolgskontrolle. Dritte Erhebung im Bündner Rhental 2010–11. Schlussbericht. Amt für Umwelt und Natur Chur, 104 pp.
- Herzig R, AGB (2014) Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Kanton Graubünden. Zweite Erfolgskontrolle – Dritte Erhebung im Mixox 2012. Schlussbericht. Amt für Umwelt und Natur Chur, 143 pp.
- Herzig R, Urech M. (1988) Flechten als Bioindikatoren. Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. Dissertation Universität Bern 279 pp.
- Herzig R, Urech M (1991a) Flechten als Bioindikatoren. Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. *Bibliotheca Lichenologica* 43:1–283. J. Cramer Verlag, Berlin, Stuttgart ISBN 3–443-58,022-X.
- Herzig R, Urech M (1991b) Kalibrierte Flechtenindikationsmethode zur Bestimmung der Gesamt-Immissionsbelastung. Luftschadstoffe und ihre Erfassung. In: Jutzi W (ED) (1991) *Ergebnisse des Nationalen Forschungsprogrammes 14. Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz*. Separatdruck. vdf-Verlag der Fachvereine Zürich. ISBN 37281 1778 1.
- Herzig R, Liebendörfer L, Urech M (1985) Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland. *Systematisch-Geobotanisches Institut Universität Bern*. 241 Seiten.
- Herzig R, Liebendörfer L, Urech M (1987) Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. *VDI-Berichte* 609:619–639
- Herzig R, Liebendörfer L, Urech M, Ammann K, Guecheva M, Landolt W (1989) Passive biomonitoring with lichens as a part of an integrated measuring system for monitoring air pollution in Switzerland Intern. *J Environ Anal Chem* 35:43–57
- Herzig R, Bieri Ch, Weber A, Straehl P (2011) Persistent organic pollutants (POPs) in Switzerland related to long-range transboundary transport results of a case study with special emphasis on the spatial distribution of polycyclic aromatic and chlorinated air borne pollutants. In: Schröder P, Collins CD (eds), *Organic Xenobiotics and Plants: From Mode of Action to Ecophysiology*, *Plant Ecophysiology* 8, Springer Science and Business Media.
- Herzig R, Lohmann N, Meier R (2019) Temporal change of the accumulation of persistent organic pollutants (POPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lichens in Switzerland between 1995 and 2014. *Env Science and Poll Res* 26:10562–10,575. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04236-9>
- Kirschbaum U, Windisch U, Hanewand K (2006) Mapping lichen diversity in Wetzlar and Giessen as an indicator of air quality: comparison between the surveys of 1970, 1985, 1995 and 2005. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 66(6):272–280. <https://www.enveurope.com/content/24/1/19>
- Kirschbaum U, Windisch U, Hanewand K (2010) Longterm lichen monitoring program in Hesse, Germany (period 1992 to 2007). *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 70(4):135–140
- Kirschbaum U, Cezanne R, Eichler M, Hanewand K, Windisch U (2012) Longterm lichen monitoring of environmental change in German towns through the use of lichen as biological indicators: comprison between the surveys of 1970, 1980, 1985, 1995, 2005 and 2010 in Wetzlar nd Giessen. *Environ Sci Eur* 2012 24:19 <http://enveurope.com/content/24/1/19>
- LeBlanc F, De Sloover J (1970) Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can J Bot* 48:1485–1496
- Liebendörfer L, Herzig R, Urech M, Ammann K (1988) Evaluation und Kalibrierung der Schweizer Flechten-Indikations-methode mit wichtigen Luftschadstoffen. *Staub-Rheinhaltung Luft* 48:233–238
- Loppi S (2004) Mapping the effects of air pollution, nitrogen deposition, agriculture and dust by the diversity of epiphytic lichens in Central Italy'. In: Lambley P, Wolseley P (eds) *Lichens in a changing pollution environment*. English Nature Research Reports, London, pp 37–43
- Loppi S, Frati L (2006) Lichen diversity and lichen transplants as monitors of air pollution in rural area in central Italy. *Environ Monit Assess* 114:361–375. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-4937-1c>
- Lötscher H.P (2017) Luftlabor an der A13 in Maienfeld, p14. In: *Luftqualität 2016. OSTLUFT. Die Luft-qualitätsüberwachung der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein* 2017.
- Meteotest (2018) Karten von Jahreswerten der Luftbelastung in der Schweiz. Datengrundlagen, Berechnungsverfahren und Resultate der Karten bis zum Jahr 2017. Schlussbericht. Im Auftrag des

- Bundesamt für Umwelt (BAFU) Bern. 32 Seiten. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/air/state/data/historical-data/maps-of-annual-values.html>
- Nylander W (1866) Les lichens du jardin de Luxembourg. Bull Sco Bot France 13:364–372
- OAPC (1985) Ordonnance du 16 décembre 1985 sur la protection de l'air (OPair). Status as of 1 April 2017 http://www.admin.ch/ch/f/rs/c814_318_142_1.html [official text in German, French and Italian]; Ordinance on Air Pollution Control (OAPC). English translation for information purposes only. <https://www.admin.ch/opc/en/classified-compilation/19850321/index.html>
- OSTLUFT (2013) Faktenblatt "Überprüfung von Emissionsfaktoren im realen Strassenverkehr".
- OSTLUFT (2016) Bericht Luftqualität 2016. Zürich Mai 2017 32 pp.
- OSTLUFT (2018) Medienmitteilung. Diessekskandal bremsst Verbesserung der Luftqualität., 4 pp.
- Peter K (1988) Flechtenkartierung als Grundlage für die Charakterisierung der Luftbelastung (Bündner Rheintal). Universität Bern, 161 pp.
- Peter K (2009) Luftqualitätsuntersuchungen mit Flechten im Fürstentum Liechtenstein. Dritterhebung 2009, 136pp.
- Rihm B, Urech M, Peter K (2009) Mapping Ammonia Emissions and Concentrations for Switzerland — Effects on Lichen Vegetation. In: Sutton MA, Reis S, Baker SM (eds) Atmospheric Ammonia. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9121-6_7 Print ISBN 978-1-4020-9120-9
- Seaward MRD (1993) Lichens and sulfur dioxide air pollution: field studies. Environ Rev 1:73–91
- Seitler E, Meier M, Thöni L (2018) Ammoniak-Immissionsmessungen in der Schweiz 2000 bis 2017 Messbericht FUB – Forschungsstelle für Umweltbeobachtung, Rapperswil.
- Stapper NJ, Kricke R (2004) Epiphytische Moose und Flechten als Bioindikatoren von städtischer Überwärmung, Standorteutrophierung und verkehrsbedingten Immissionen. Limprichtia 24:187–208
- Urech M, puls (2014) Flechten und Luftqualität im Kanton Zug: Wirkungskontrolle 2013 im Auftrag des Kantons Zug Amt für Umweltschutz 18. März 2014 puls Umweltberatung, Bern 69 pp.
- Urech M, Schindler Ch, Röösl M, Ifanger D, Rihm B, Peter K, Achermann B (2015) Flechtenvegetation und Stickstoffbelastung: Zeitlich und räumlich differenzierte Datenanalyse anhand epidemiologischer Methoden. Projektbericht puls Umweltberatung zuhanden des BAFU, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien, Sektion Luftqualität, Bern 30. Januar 2015, 72 pp.
- van Dobben HF, DeBakker AY (1996) Re-mapping epiphytic lichen biodiversity in the Netherlands: effects of decreasing SO₂ and increasing NH₃. Acta Bot Neerl 45:55–71
- van Dobben H.F, ter Braak C.J.F (1996) Monitoring of epiphytic lichens in The Netherlands (1977–1990). IBN Research Report 96/7. Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO). Wageningen. The Netherlands 60 pp.
- van Herk CM (1999) Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. Lichenologist Bull 31:9–20
- van Herk CM, Abtroot A (1998) Recovery of epiphytic lichens in the Netherlands. Br Lichen Soc Bull 82:22–26
- VDI 3957 Part 13 (2005) Biological measurement procedures for determining and evaluation the effects of ambient air pollutions by means of lichens (bioindication): mapping the diversity of epiphytic lichens as an indicator of air quality. Beuth, Berlin
- Wirth V (1995) Flechtenflora, 2. Auflage 1995, Uni-Taschenbücher 1062. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart 661 pp.
- Wirth V (2010) Ökologische Zeigerwerte von Flechten. Herzogia 23 (2).

Publisher's note Springer Nature remains neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.

7.2 Gesamtbelastung der Luft erfasst mittels der kalibrierten Flechtenindikationsmethode

Flechten sind als «lebende Messgeräte» geeignet, die Wirkungen von Luftschadstoff-Gemischen auf Organismen aufzuzeigen. Flechten sind sehr sensible, aus Pilzen und Algen bestehende Symbioselebewesen, welche ihre Nährstoffe direkt aus der Atmosphäre (Luft, Regen, Nebel, Schnee) aufnehmen.

Im Gegensatz zu höheren Pflanzen besitzen Flechten kein spezielles Abwehrsystem gegen giftige oder schädliche Stoffe. Daher nehmen sie Nähr- und Schadstoffe aus der Luft gleichermassen auf. Die aufgenommenen Schadstoffe hinterlassen bei den Flechten sowohl sichtbare wie auch messbare Schäden. Im allgemeinen sind Flechten etwa zehnmal empfindlicher als höhere Pflanzen und gelten daher zu Recht als «Frühwarnsystem der Luftverschmutzung».

Dies macht sich die Bioindikationsmethode zunutze: Die Flechten zeigen die Gesamtwirkung der über längere Zeit vorhandenen Luftverschmutzung an. Flechtenuntersuchungen ergänzen somit die punktuellen technischen Messungen von Einzelschadstoffen in sinnvoller Weise. Seit Jahrzehnten schon werden daher baumbewohnende Flechten als Bioindikatoren, d.h. als Zeigerlebewesen der Luftverschmutzung eingesetzt. Die «kalibrierte Flechtenindikationsmethode» ist geeignet zur Untersuchung der Auswirkung der Luftverschmutzung auf Lebewesen. Als Zeigerorganismen werden baumbewohnende Flechten verwendet. Die kalibrierte Flechtenindikationsmethode wurde Ende der Achtzigerjahre von Rolf Herzig und Martin Urech und weiteren Mitarbeitern der AGB, gestützt auf den Verfahren und Ergebnissen der gesamtschweizerischen Kalibrierten Flechtenindikationsmethode, welche im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms NFP14 «Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz» entwickelt.

Als Mass für die Gesamtbelastung der Luft dient der «Gesamtbelastungsindikator IAP₁₈ (Index of Atmospheric Purity).

- **Die kalibrierte Flechtenindikationsmethode basiert auf dem Gesamtbelastungs-Index IAP₁₈.** Ausgangspunkt dazu bildete der IAP-Wert (Index of Atmospheric Purity), der 1970 in Kanada von LeBlanc und DeSloover und von Herzig, Urech und Liebendorfer, 1985 weiterentwickelt wurde.

Im NFP14-Projekt in der Achziger Jahren wurde erstmals eine breit angelegte Evaluation und Kalibration von 20 verschiedenen Berechnungsvarianten des IAP-Indexes, welche fünf unterschiedliche Zustandsparameter (Deckungsgrad, Frequenz, Vitalität, Schädigungsgrad, Toxizität) der Flechtenvegetation in verschiedenen mathematischen Kombinationen enthielten, durchgeführt. Die Luftgüte-Berechnungsversion des IAP Nr.18 (IAP₁₈) zeigte in multivariaten Analysen, verglichen mit acht verschiedenen Luftschadstoffen der Stadt Biel und im NABEL-Messnetz (4 Luftschadstoffe) der Schweiz, die grösste statistische Übereinstimmung mit technischen Immissionsdaten auf.

Dieser Gesamtbelastungsindikator IAP₁₈ beinhaltet die Häufigkeit (Summe der Frequenzwerte) von 54 potentiellen Flechtenarten (Abb.1), bzw. Artengruppen, welche mit dem standardisierten Aufnahmeverfahren der Bündner Rheintaler Flechtenindikationsmethode im Stammbereich von ausgewählten Laubbaumarten erfasst werden und nach untenstehender Vorschrift zur Frequenzsumme aggregiert werden.

$$\bullet \quad \text{IAP}_{18} = \sum_{i=1}^n F_i$$

F_i: Frequenzwert der i-ten Flechtenart am Baum (Wert von null bis zehn)

n: Anzahl der im IAP₁₈ berücksichtigten Flechtenarten eines Baumes

Der IAP-BR ist somit ein biologischer Luftgütwert, welcher sich aus den Daten der Flechtenerhebungen mittels Frequenzzählmethode berechnet. Die Flechten messen über ihre Wirkungsanzeige integrativ die Belastung aller phytotoxischen Luftschadstoffe. Der IAP₁₈ ist ein Mass der Gesamtimmission, weshalb er auch als Gesamtbelastungsindikator IAP₁₈ bezeichnet wird. Für jeden untersuchten Trägerbaum wird der IA18-Wert berechnet. Die Auswahl der zu untersuchenden, flächenrepräsentativen Bäume (Sommer-/Winterlinde, Spitz- und Bergahorn, Esche, Stiel- bzw. Traubeneiche, bzw. Feldahorn, Ulme) sowie die Bestimmung des Luftgütwertes IAP₁₈ erfolgen nach standardisierten Kriterien, wie sie durch die kalibrierte und die Bündner Flechtenindikationsmethode definiert sind (Herzig et al. 1985, 88, 90).

Die Luftgütwerte des Gesamtbelastungsindikators IAP₁₈ lassen sich wie folgt charakterisieren (Abb. 2):

Je geringer die Luftschadstoffbelastung an einem Standort ist, desto mehr verschiedene Flechtenarten treten auf und desto häufiger sind diese, d.h. desto höher ist deren Frequenzwert. Dies führt zu hohen IAP₁₈-Werten, was einer guten Luftqualität entspricht. Kahl dagegen sind die Baumstämme an Standorten sehr hoher Luftgesamtbelastung. Unter solchen Belastungsbedingungen vermögen empfindliche Flechtenarten nicht mehr zu überleben. Dies wiederum führt zu tiefen IAP₁₈-Werten, was einer schlechten Luftqualität entspricht.

Abb. 1 Drei Zeigerarten des Gesamtbelastungsindikators IAP₁₈ mit unterschiedlicher Immissionsempfindlichkeit.

Links *Physconia distorta*, immissionsempfindliche Flechtenart, welche nur in Zonen mit einer geringen und sehr geringen Gesamtbelastung der Luft wachsen kann.

Mitte *Parmelia glabra*, hochempfindliche Flechtenart aus den Schattdorfer Bergen mit sehr geringer Gesamtbelastung.

Rechts *Gelbblattflechte Xanthoria parietina*, mittelempfindliche Art, welche bis in die gelben Zonen mittlerer Gesamtbelastung gefunden wird.



Abb. 2 Trägerbäume mit Frequenzgitter zur Messung des Luftgütewertes IAP.

Links Baum im Stadtgebiet von Landquart, mit sehr wenig Flechtenbewuchs in der flechtenarmen orangen Zone mit grosser Luftgesamtbelastung.

Rechts Baum im Rheintaler Berggebiet von Obersays mit üppigem Flechtenbewuchs der Normalzone mit viel Flechtenbewuchs, welche eine sehr geringe Gesamtbelastung anzeigt.



Trägerbaum im Zentrum von Landquart mit sehr wenig Flechtenbewuchs mit sechs toxischeren Flechtenarten. Das am Baum fixierte Frequenzgitter definiert die standardisierte Aufnahmefläche der Luftqualitätsmessung. Dieser Baum befindet sich in der flechtenarmen orangen Zone, was einer grossen Gesamtbelastung der Luft entspricht.

Trägerbaum mit üppigem Flechtenbewuchs in Obersays mit einem der höchsten IAP-Luftgütewerte, bestehend aus 23 verschiedenen, auch immissionsempfindlichen Flechtenarten. Dieser Baum befindet sich bezüglich der Flechtenwirkung in der «Normalzone», was einer sehr geringen Gesamtbelastung der Luft entspricht.

Die kalibrierte Flechtenindikationsmethode unterscheidet in Form eines Wirkungskatasters fünf Zonen unterschiedlicher Flechtenschädigung. Gestützt auf die hohe, multiple Korrelation mit technisch gemessenen Luftschadstoffen (Depositions- und Konzentrationsmessungen), kann jeder Zone des Wirkungskatasters eine Zone der lufthygienischen Gesamtbelastung zugeordnet werden (Tab. 1).

Wirkungs-Kataster	Gesamtmissions-Kataster	IAP ₁₈ -Wert	Zonenfarbe
Flechtenwüste	kritische Gesamtbelastung	0 - 18	rot
Innere Kampfzone	grosse Gesamtbelastung	19 - 31	orange
Äussere Kampfzone	mittlere Gesamtbelastung	32 - 44	gelb
Überganszone	geringe Gesamtbelastung	45 - 57	grün
Normalzone	sehr geringe Gesamtbelastung	> 58	blau

Tab. 1 Wirkungs- und Gesamtmissionszonen kalibrierten Flechtenindikationsmethode.

Die kalibrierte Flechtenindikationsmethode eignet sich besonders für die grossräumige Erfassung von lufthygienischen Problemgebieten, welche Massnahmenpläne erfordern. Weiter ermöglicht sie einen raschen und detaillierten Überblick über das Gesamtmissionsmuster eines Grossraumes im Sinne eines «Frühwarnsystems», welches schon reagiert, bevor für höhere Pflanzen, Tiere und Menschen irreversible Schäden entstehen.

Nebst der Langzeitüberwachung eines Grossraumes eignet sich die Methode besonders auch für die Erfolgskontrolle nach der Durchführung emissionsmindernder Massnahmen. Wiederholungen der Flechtendatenerhebungen ermöglichen den direkten Vergleich mit der Ausgangssituation. Sowohl Verschlechterungen wie Verbesserungen der lufthygienischen Gesamtbelastung können so räumlich differenziert angegeben und dadurch die immissionsseitige Wirksamkeit der getroffenen Sanierungsmassnahmen abgeschätzt werden.

In den vergangenen 30 Jahren wurden in mehreren Kantonen und Städten der Schweiz Luftqualitätsuntersuchungen mit der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode durchgeführt, so auch in den Kantonen Bern, Luzern, Aargau, Solothurn, Appenzell A.Rh., Zürich, Schwyz, Zug und Uri.

- **Die kalibrierte Flechtenindikationsmethode kalibriert mit technischen Depositionsdaten der Immissionsbelastung**

Die im NFP14 (1991), den Studien Liechtensteins (1992) und der POPs (BUWAL 2002) unabhängig durchgeführten multivariaten Kalibrationsverfahren (Varianz- und Regressionsanalysen) der Messparameter der Flechtenindikations- und der Biomonitoringmethode mit technischen Immissionsmessungen haben ergeben, dass der Feinstaub und die darin enthaltenen toxischen Inhaltsstoffe (Schwermetalle, organische Schadstoffe wie z.B. Polyaromate PAKs) zusammen mit Stickoxiden, Schwefeldioxid und Ozon in der Erklärung der Varianzanteile der Regressionsmodelle die entscheidende Rolle spielen. Mit dem Gesamtbelastungsindikator IAP18 wird die Luftqualität als lufthygienische Gesamtbelastung (Gesamtimmission) quantitativ ermittelt. Diese Luftgesamtbelastung umfasst die phytotoxischen Luftschadstoffe SO_2 , NO, NO_2 , Ozon, Staub und Schwermetalle sowie organische Luftschadstoffe (z.B. PAKs, PCBs, Organochlorpestizide, Dioxine und Furane) in ihrer gesamtheitlichen Schadwirkung, wie sie für Pflanzen und auch für Menschen und Tiere wirksam sind (Herzig et al. 1985, 87, 88, 90, 93, 02, AGB 1992c, AGB 1994, AGB 1999). Dank der im NFP14 durchgeführten multivariaten Methodenkalibration mit technischen Luftschadstoffmessungen (Messnetz Biel: $R^2=0.98$; 8 Schadstoffe: SO_2 , NO_3 , Cl, Staub, Pb, Cd, Zn, Cu; sowie Messnetz NABEL Mittelland: $R^2=0.92$, 4 Schadstoffe: NO, NO_2 , SO_2 O_3 ,) können mit der kalibrierten Flechtenindikationsmethode statistisch gesicherte, quantitative Rückschlüsse auf die Gesamtbelastung der Luft (lufthygienische Gesamtbelastung) gezogen werden.

Die analog zum NFP-14-Verfahren erfolgte multivariate Methodenkalibration der Bündner Flechtenindikationsmethode (Peter 1988) zeigte mit den Summationsmessungen von SO_2 , NO_2 , Staubbiederschlag und den vier Schwermetallen Cd, Cu, Pb, Zn ergaben ebenfalls eine 98% Übereinstimmung der Flechtendaten mit der damaligen Luftbelastung im Bündner Rheintal.

Zeitliche Repräsentanz der IAP₁₈-Gesamtbelastungswerte

Univariate und multivariate Regressionsanalysen, welche im NFP14-Projekt mit den IAP₁₈-Gesamtbelastungswerten und den mit technischen Messgeräten gewonnenen Immissionswerten von SO₂, NO, NO₂, NO_x, Ozon, CO, Schwebestaub und Staubniederschlag durchgeführt wurden, haben gezeigt, dass mit Jahresmittelwerten und 3-Jahresmittelwerten die besten Übereinstimmungen bestehen. Generell geringer war die statistische Übereinstimmung des IAP₁₈ mit den Kurzzeitwerten nach LRV von SO₂, NO, NO₂ und Ozon (Herzig et al. 91, 93).

Diese statistisch gesicherten Ergebnisse erlauben den Schluss, dass mit dem Gesamtbelastungsindikator IAP₁₈ die längerfristig wirksame Luftgesamtbelastung erfasst wird, wie sie auch mit technischen Messgeräten in Form von Jahresmittelwerten gemessen wird. Die zeitliche Repräsentanz des IAP₁₈ sowie des Bündner IAP_{BR} entspricht somit mindestens einer ganzjährigen Belastung.

- **Vergleich der Gesamtimmissionszonen mit den Grenzwerten der Luftreinhalte-Verordnung LRV**

Der Zusammenhang zu den Immissionsgrenzwerten der Luftreinhalte-Verordnung (LRV 2000) des Bundes basiert auf einer 30-jährigen Vergleichserfahrung von über 40 erfassten technischen Messstandorten in allen Landesgegenden und zeigt sich wie folgt:

In der Zone «kritische Gesamtbelastung» mit der stärksten Beeinträchtigung der Flechtenvegetation (Flechtenwüste) muss nach bisherigen Vergleichserfahrungen angenommen werden, dass die Grenzwerte (Langzeit- und Kurzzeitgrenzwerte) der Schweizer Luftreinhalte-Verordnung LRV für Stickstoffdioxid (NO₂) und bis Mitte der Achtzigerjahre auch für Schwefeldioxid (SO₂) mit grösster Wahrscheinlichkeit überschritten werden. Auch in der Zone mit «starker Gesamtbelastung» sind noch Grenzwertüberschreitungen des Primärschadstoffes NO₂ zu erwarten.

- **Der Sonderfall der Ozonbelastung**

Der Sekundärschadstoff Ozon kann in den Sommermonaten in allen fünf Gesamtbelastungszonen den Immissionsgrenzwert (Kurzzeitgrenzwert) der LRV überschreiten. Ozon zeigt als Sekundärschadstoff vielfach ein gegenläufiges Verhalten im Vergleich mit den Primärschadstoffen. In stadt- und agglomerationsnahen Gebieten finden sich Primärschadstoffe zumeist in niedrigeren Konzentrationen, währenddem Sekundärschadstoffe oft in erhöhten Konzentrationen gemessen werden. Dies führt insgesamt zu einer geringeren Gesamtbelastung als in den urbanen und industriellen Gebieten, in welchen sowohl viele verschiedene Primärschadstoffe als auch Sekundärschadstoffe zusammen und in erhöhten Konzentrationen auftreten.

- Bildhaft lassen sich die Unterschiede der Gesamtimmissionsituation zwischen stark belasteten städtischen, bzw. industriell geprägten Gebieten und gering belasteten ländlichen Gebieten gut anhand einer Balkenwaage veranschaulichen.

Auf der Seite der städtisch, bzw. industriell geprägten Gebiete zeigt sich eine Waagschale, welche mit zahlreichen gas- und partikelförmigen Primärschadstoffen in z.T. stark erhöhten Konzentrationen angefüllt ist. Aber auch Sekundärschadstoffe sind hier, zumindest zeitweise, in erhöhten Konzentrationen vorhanden.

- Auf der Seite der meist gering belasteten ländlichen Gebiete zeigt sich eine Waagschale, welche vor allem geprägt ist durch ihre Anteile an Sekundärschadstoffen, besonders von Ozon, welches hier sogar in höherer Konzentration vorliegt, als in typischen Stadt-, bzw. Industrieregionen. Zwar sind auch hier Primärschadstoffe vertreten, aber in vergleichsweise deutlich geringeren Konzentrationen.

Das Ergebnis dieser «Wägung der Gesamtimmissionsbelastung» mit dem System der Flechten fällt damit eindeutig zu Lasten der durch sehr viele und in erhöhter Konzentration vorliegenden Luftschadstoffen belasteten städtisch, bzw. industriell geprägten Gebiete aus.

Insgesamt führt diese Ansammlung von verschiedenen Schadstoffen in erhöhter Konzentration und deren kumulativen Effekte zu einer bedeutend höheren Gesamtbelastung, als wenn nur ein einzelner Schadstoff, wie z.B. Ozon übermässig auftritt. Aufgrund zahlreicher Labor- und Freilandbegasungs-Studien in Europa und den USA (z.B. Jürging 1975, Nash 1980, Ross & Nash 1983) ist jedoch auch die stark schädigende Wirkung von Ozon als Einzelschadstoff auf verschiedene Flechtenarten klar nachgewiesen. Die deutliche Zunahme der Ozonbelastung in den letzten 50 Jahren wird von mehreren Autoren mit der klar festgestellten Flechtenartenverarmung in Verbindung gebracht. Nachgewiesen sind aber auch Kombinationswirkungen von Ozon mit Primärschadstoffen (Herzig, Urech, Liebendörfer 1985).

Da die Atmosphäre heute durch ein kompliziertes Gemisch verschiedener Einzelschadstoffe belastet ist, deren gesamtheitliche Auswirkungen auf Lebewesen beurteilt werden muss, ist es daher zweckmässig, für die Beurteilung auch wirkungsbezogene Systeme, wie es Flechten darstellen, einzusetzen.