

A photograph of a stream flowing through a forest. The water is clear and reflects the surrounding trees. The stream is surrounded by rocks and dense vegetation. A large, dark tree branch arches over the stream in the foreground. The background shows a dense forest of tall trees.

Förslag till gemensamma nordiska bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag

Jens Fölster, Peter Carlsson, Richard Johnson, Kerstin Holmgren,
Øyvind Garmo, Gaute Velle.

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vatten och miljö
Rapport 2024:13
Utgivningsår: 2024

Förslag till gemensamma nordiska bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag.

Jens Fölster	SLU, Vatten och miljö
Peter Carlson	SLU, Vatten och miljö
Richard Johnson	SLU, Vatten och miljö
Kerstin Holmgren	SLU, Akvatiska resurser
Øyvind Garmo	NIVA
Gaute Velle	NORCE

Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsår:	(2024)
Utgivningsort:	(Uppsala)
Omslagsbild:	Helgaboån (Foto: Nina Jonsson)
Serietitel:	Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Nyckelord:	Försurning, Statusklassificering, Vattenkemi,

Uppdaterad version

Den här rapporten uppdaterades 2025-01-07. Rapportens nummer på förstasidan var felaktig och visade 2014:13, men har nu blivit rättad till 2024:13.

Sammanfattning

Sjöar och vattendrag i nordiska länderna har utsatts för en omfattande försurningspåverkan det senaste århundrandet på grund av en kombination av surt nedfall och känsliga ekosystem. De senaste decennierna har dock depositionen minskat till förindustriell nivå. Trots detta kvarstår försurningspåverkan av vatten i stora områden, eftersom den kringliggande marken är försurad. De nordiska vattnen har i många fall även höga halter av naturligt sura humusämnen. Att skilja på naturlig och mänskligt orsakad försurning är därför en viktig uppgift inom vattenförvaltningen. Bedömningssystemen för försurning har utvecklats olika mellan de nordiska länderna vilket har lett till inkonsekvenser i de internationella rapporteringarna enligt FN:s luftvårskonvention och EU:s ramdirektiv för vatten samt inom kalkningsverksamheten. Svenska Havs och vattenmyndigheten och norska Miljødirektoratet initierade därför ett gemensamt projekt för att ta fram ett underlag för mer harmoniserade bedömningsgrunder för försurning.

Eftersom depositionen sprids någorlunda jämnt över landskapet går det inte att hitta opåverkade referenser inom samma region som försurade. Både Sverige och Norge har därför använt sig av MAGIC-modellen för att ta fram referensvärden för surhet. Det som skiljer sig åt mellan de olika bedömningssystemen är i stället val av vattenkemisk indikator och hur man satt gränserna för ekologisk status. I denna rapport redovisar vi ett förslag på gemensamt klassificeringssystem för försurningspåverkan som omfattar val av kemisk indikator, metod för att ta fram referensvärde och gränser för klassificering av försurningspåverkan. Underlaget baserar sig på en analys av ett dataset med vattenkemi och biologi från sjöar och vattendrag i Norge, Sverige och Finland.

Som kemisk indikator valdes ANCo som utgör skillnaden mellan basatjoner ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}$) och de starka syrornas anjoner där även en del av de naturligt sura humusämnena ingår ($\text{SO}_4 + \text{NO}_3 + \text{Cl} + 3,4 * \text{TOC}$). Referensvärdet för ANCo beräknas för varje vattenförekomst med en regressionsmodell som uppskattar ANCo vid år 1860 enligt MAGIC-modellen. Klassgränserna baserar sig på sambandet mellan vattenkemi och bottenfauna. För ändamålet utvecklades ett nordiskt surhetsindex för bottenfauna i sjöar och vattendrag: NAMI. För naturligt neutrala vatten sattes klassgränserna som fasta värden för ANCo där gränsen mellan god och måttlig status motsvarade ett tröskelvärde för hela bottenfaunasamhället. För naturligt sura vatten sattes klassgränserna utifrån den relativa avvikelserna av ANCo från referensvärdet.

Utfallet av förslaget till gemensamma nordiska bedömningsgrunder tillämpades på det gemensamma nordiska datasetet och även på olika nationella dataset. Resultaten jämfördes med nuvarande svenska och norska bedömningsgrunder. Det nordiska

förslaget gav generellt något bättre klasser jämfört med det nuvarande svenska systemet och något sämre klasser jämfört med det nuvarande norska systemet. En granskning av enskilda vatten där skillnaden i försurningsklass var särskilt stor visade att det nordiska förslaget oftast gav rimligare resultat jämfört med både de svenska och norska bedömningsgrunderna.

Valet av ANCo som försurningsindikator i stället för pH gör klassificeringen mer robust eftersom pH större grad påverkas av organiska syror och även av kolsyratrycket. Beräkningen av referensvärdet för pH blir därmed mycket osäkrare än för ANCo. Med objektspecifika referensvärden och bedömningar i stället för den typspecifika klassificeringen i de norska bedömningsgrunderna, undviker man problemet med osäkra klassificeringar för vatten nära gränserna mellan olika typer. Kopplingen av klassgränserna för vattenkemi till klassificeringen av bottenfauna är mer i enlighet med rekommendationerna från ECOSTAT och därmed bättre motiverade än de nuvarande svenska bedömningsgrunderna där klassgränserna gjordes som en expertbedömning.

Bedömningsgrunder för försurningspåverkan utifrån vattenkemin är framtagna med syfte att kunna tillämpas på alla försurningskänsliga vatten och med ett begränsat dataunderlag. Det bygger på generella samband med huvudsyfte att avgöra om ett vatten är antropogent försurat eller inte. Det är därför nödvändigt att ha ett kritiskt förhållningssätt till bedömningen av enskilda vatten och bedöma om resultaten är rimliga och relevanta genom att vid behov komplettera bedömningen med en expertbedömning. Det finns därför ett stort behov av att ta fram gemensamma vägledningar för hur sådana bedömningar ska göras.

Nyckelord: Försurning, Statusklassning, Vattenkemi

Abstract

Over the past century, lakes and watercourses in the Nordic countries have been significantly affected by acidification due to a combination of acid deposition and sensitive ecosystems. However, in recent decades, acid deposition has decreased to pre-industrial levels. Despite this reduction, acidification impacts persist across large areas, as the surrounding soils remain acidified. Furthermore, Nordic waters often contain high levels of naturally occurring acidic humic substances. Distinguishing between natural and human-induced acidification has thus become a critical task in water management. Assessment systems for acidification have evolved differently across the Nordic countries, leading to inconsistencies in international reporting, such as to the UN's air convention and the EU's Water

Framework Directive, as well as within liming operations. As a result, the Swedish Agency for Marine and Water Management and the Norwegian Environment Agency initiated a joint project to develop a more harmonized acidification assessment framework.

Due to the broad and even distribution of deposition across landscapes, it is challenging to find unaffected reference sites in the same regions as those impacted by acidification. Both Sweden and Norway have therefore employed the MAGIC model to derive reference values for acidity. Differences between the assessment systems lie mainly in the choice of water chemistry indicators and the classification thresholds for ecological status. This report presents a proposed unified classification system for acidification, covering the selection of chemical indicators, methods for establishing reference values, and thresholds for classifying acidification. The framework is based on an analysis of water chemistry and biological data from lakes and streams in Norway, Sweden, and Finland.

As chemical indicator, ANCo was selected, representing the difference between base cations ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}$) and anions from strong acids, including naturally acidic humic substances ($\text{SO}_4 + \text{NO}_3 + \text{Cl} + 3.4 * \text{TOC}$). The reference value for ANCo is calculated for each water body using a regression model that estimates ANCo for the year 1860, based on the MAGIC model. Classification thresholds are grounded in the relationship between water chemistry and benthic fauna. For this purpose, a Nordic acidification index (NAMI) for benthic fauna in lakes and streams was developed. For naturally neutral waters, fixed ANCo thresholds were set, with the boundary between "good" and "moderate" status corresponding to a critical level for the benthic fauna community. For naturally acidic waters, thresholds were set based on the relative deviation of ANCo from the reference value.

The proposed Nordic framework was applied to a joint Nordic dataset, as well as to various national datasets. The results were compared with current Swedish and Norwegian assessment systems. Generally, the Nordic proposal yielded slightly better classification results compared to the current Swedish system and slightly worse compared to the current Norwegian system. An examination of individual waters with significant differences in acidification classification showed that the Nordic proposal generally provided more reasonable results compared to both the Swedish and Norwegian frameworks.

Choosing ANCo as the acidification indicator instead of pH makes classification more robust, as pH is more influenced by organic acids and carbon dioxide pressure. Calculating pH reference values is therefore less reliable than for ANCo. Using site-specific reference values and assessments, rather than type-specific

classifications in the Norwegian framework, avoids issues with uncertain classifications for waters near the boundaries between different types. Linking water chemistry thresholds to the classification of benthic fauna aligns more closely with ECOSTAT recommendations and is thus better justified than the current Swedish framework, where thresholds were determined by expert judgment.

The acidification assessment framework based on water chemistry was developed to be applicable to all acid-sensitive waters with limited data. It is based on general correlations with the primary objective of determining whether a water body is anthropogenically acidified. Thus, it is necessary to adopt a critical approach to individual water assessments, verifying whether results are reasonable and relevant by supplementing the assessment with expert judgment if needed. There is a strong need for joint guidelines on how such assessments should be conducted.

Keywords: Acidification, Status classification, Water chemistry

Translated by support of Chat GPT

Förord

Detta förslag till gemensamma nordiska bedömningsgrunder för försurning baserar sig på ett flerårigt samarbete mellan svenska och norska forskare och myndigheter. Även finska forskare bidrog till arbetet på frivillig basis bland annat med data. Handläggare på de nationella myndigheterna samt inom vattenförvaltningen har erbjudits möjligheter att ge synpunkter på förslaget under arbetets gång genom deltagande i möten och ge synpunkter på rapportutkast.

Huvuddelen av det vetenskapliga underlaget redovisas i rapporten "Acidified or not? A comparison of Nordic systems for classification of physicochemical acidification status and suggestions towards a harmonised system. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2021:1" av Fölster, J., Ø. A. Garmo, P. Carlson, R. Johnson, G. Velle, K. Austnes, S. Hallstan, K. Holmgren, A. K. Schartau, F. Moldan and J. Aroviita (2021) samt i den vetenskapliga artikeln "Assessing acidity impacts in Nordic lakes and streams: Development of a macroinvertebrate-based multimetric index to quantify degradation and recovery." i *Ecological Indicators* 155: 111028. Av Carlson, P. E., R. K. Johnson, J. Aroviita, G. Velle and J. Fölster. Förutom författarna till dessa rapporter och artiklar har även Stefan Löfgren och Tobias Vrede på SLU samt Jonas Svensson på Havs och vattenmyndigheten gett värdefulla synpunkter på arbetet. Förslaget har varit ute på en remiss där särskilt handläggare inom kalkningsverksamheten gav många värdefulla synpunkter som ledde till att rapporten förbättrades. Rapporten granskades även vetenskapligt av Cecilia Akselsson på Lunds universitet vilket ledde till ytterligare förbättringar.

Den svenska delen av arbetet med denna rapport bekostades av Havs och vattenmyndigheten enligt HaV Dnr 01984-2021, 2000-2022, 02107-2023 samt 2024-002420

Innehållsförteckning

Förslag till gemensamma nordiska bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag	2
Förord	7
1. Inledning	10
2. Förslag till nya bedömningsgrunder	13
2.1 Krav på dataunderlag	16
3. Överväganden	18
3.1 Utgångspunkt för arbetet	18
3.2 Varför utgår vi ifrån MAGIC för att beräkna referensvärdet?	19
3.3 Motivering av att bedöma försurning med medelvärde för vattenkemi	19
3.4 Motivering av bottenfauna som biologisk indikator.....	21
4. Underlag för bedömningsgrunderna	22
4.1 Dataurval och metoder i utvecklingen av bedömningsgrunderna	22
4.1.1 Dataunderlaget.....	22
4.1.2 Statistiska metoder	22
4.1.3 Beräkning av referensvärden med MAGIC	23
4.1.4 Modifiering av klassificering med det svenska systemet	23
4.1.5 Beräkning av gränsvärde för kritisk belastning	24
4.2 Val av kemisk indikator för surhet.....	24
4.3 Nordiskt försurningsindex för bottenfauna.....	27
4.3.1 Gränser för statusklassificering med bottenfaunaindexet NAMI.....	28
4.4 Klassificering av försurningspåverkan	30
4.5 Bedömning av kalkade vatten	30
4.6 Sammanfattande jämförelse av förslaget till nya bedömningsgrunder med de nuvarande svenska.....	31
5. Jämförelse av förslaget med befintliga bedömningsgrunder	32
5.1 Jämförelse med nuvarande svenska och norska bedömningsgrunder.....	32
5.1.1 Sjöar i det nordiska datasetet.....	32
5.1.2 Vattendrag i det nordiska datasetet	33
5.2 Utfall på nationella dataset	34
5.2.1 Omdrevssjöar	35

5.2.2 Tusen sjøer.....	37
5.2.3 Målvattendragen.....	38
5.3 Kritisk belastning.....	41
5.4 Konsekvenser for kalkningsverksamheten.....	42
6. Behov av expertbedömning och utveckling av metodik for sådan.....	44
7. Diskussion.....	46
8. Litteratur.....	49

Bilagor

Bilaga 1. Beräkning av okalkad kemi

Bilaga 2. Klassgränser for försurningspåverkan

Bilaga 3. Regressionsparametrar for beräkning av referensvärde for ANC motsvarande
MAGIC år 1860

Bilaga 4. Excelfil med urval av stationer med stora skillnader i bedömning av
försurningspåverkan mellan olika klassificeringssystem.

1. Inledning

De nordiska länderna har utsatts för en omfattande påverkan av försurande nedfall under det senaste århundrandet. De svårvittrade jordarna som täcker den största delen av landarealen är känsliga för försurning vilket lett till att det sura nedfallet har försurat många sjöar och vattendrag med förlust av arter som följd. Depositionen har minskat de senaste decennierna, så att den idag är tillbaka på förindustriell nivå. Trots detta så kvarstår försurningen av vatten i stora områden, eftersom den kringliggande marken är försurad. De nordiska vattnen har i många fall även höga halter av naturligt sura humusämnen. I kombination med försurningskänsliga jordar gör det att många vatten är naturligt sura, vilket gör att organismsamhället naturligt begränsas av surheten. En del av dessa är dessutom påverkade av mänskligt orsakad försurning. Att skilja på naturlig och mänskligt orsakad försurning har därför varit en viktig uppgift inom vattenförvaltningen de senaste decennierna. Eftersom förekomsten av försurningskänsliga organismer beror både av naturlig surhet och mänsklig påverkan, har det varit nödvändigt att ta fram klassificeringssystem baserade på vattenkemiska variabler som avspeglar både den naturliga och den antropogena försurningen. En annan utmaning är att eftersom depositionen sprids någorlunda jämnt över landskapet går det inte att hitta opåverkade referenser inom samma region som försurade. Vi är därför hänvisade till modeller för att beräkna referensvärden. Den modell som fått störst användning, och som både Sverige och Norge använder till grund för sina nuvarande bedömningsgrunder, heter MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchments). Eftersom modellen är mycket krävande att tillämpa både med avseende på indata och arbetsinsats, finns verktyg som tar fram referensvärden motsvarande MAGIC-modelleringar.

Ännu en utmaning är att försurningskänsliga organismer främst påverkas av förhållandena under sura episoder. Dessa är ofta kortvariga och därför svåra att fånga i miljöövervakningen. Det är dessutom särskilt svårt att skilja på naturlig och mänskligt orsakad försurning under sura episoder utan en omfattande vattenkemisk provtagning. De flesta klassificeringssystemen baserar sig därför på medelvärdet av vattenkemin där gränsvärdena avspeglar risken för förekomst av sura episoder.

Gränsvärden för mänskligt orsakad försurning behöver tas fram för rapporteringen till luftvårdskonventionen, för klassificering av ekologisk status enligt EU:s ramdirektiv för vatten och för den omfattande kalkningen som bedrivs i Sverige för

att motverka försurningens negativa effekter. Arbetet med att ta fram kriterier för försurning har ofta bedrivits separat mellan förvaltningsområden och mellan länder. Behov och naturliga förutsättningar skiljer sig mellan länder och olika verksamheter, och det har lett till inkonsekvens mellan de olika bedömningsystemen. Det blir tydligt t ex i rapporteringen av kritisk belastning till luftvårdskonventionen, där en karta med överskridande av kritisk belastning mer avspeglar landsgränser än skillnad i deposition. De stora skillnaderna mellan ländernas sätt att bedöma försurningspåverkan riskerar att undergräva trovärdigheten i arbetet med att ytterligare minska de sura utsläppen och att kalka försurade vatten.

De nuvarande svenska bedömningsgrunderna för försurning togs fram innan 2007 då det ännu saknades biologiska bedömningsgrunder för surhet som var interkalibrerade enligt vattendirektivets krav. Dessa behövs för att påverkansskalan ska kunna utformas så att gränserna mellan statusklasserna för vattenkemi motsvarar klassgränserna för de biologiska kvalitetsfaktorerna. På senare tid har ECOSTAT tagit fram metoder för hur klassificering för de vattenkemiska kvalitetsfaktorerna kan kopplas till de biologiska. Detta utgör ytterligare ett skäl till att revidera de svenska bedömningsgrunderna för försurning.

År 2018 startade ett nordiskt samarbetsprojekt, med syfte att utveckla ett gemensamt eller mer likvärdiga klassificeringssystem för försurningspåverkan baserat på vattenkemi, som om möjligt är bättre än de bägge nuvarande systemen. Norge och Sverige deltog med finansiering av Miljødirektoratet respektive Havs och vattenmyndigheten, medan enskilda forskare från Finland deltog på frivillig basis. Arbetet inleddes med att sammanställa ett gemensamt nordiskt dataset med vattenkemi, bottenfauna och fisk för att få ett underlag som täcker de gradienter av surhet och humushalt som återfinns i de nordiska länderna. Dataunderlaget användes sedan för att utvärdera de olika nordiska klassificeringssystemen och för att ta fram ett förslag på ett gemensamt klassificeringssystem. Först studerades sambanden mellan kemi och biologi för att välja den kemiska variabel som var bäst korrelerad till biologi. Därefter användes sambanden för att ta fram klassgränser för försurning både för naturligt neutrala och för naturligt sura vatten. Arbetet utmynnade i en rapport som presenterade ett förslag på ett sådant klassificeringssystem, men som också visade på behovet att utveckla ett gemensamt nordiskt surhetsindex för bottenfauna och att vidareutveckla förslaget till klassificering av vattenkemi. I det fortsatta arbetet togs ett sådant index fram: NAMI (Nordic Acidification Multimetric Index) som sedan låg till grund för klassificeringen av försurning.

I denna rapport presenteras resultatet av denna vidareutveckling. Rapporten inleds med själva förslaget, som följs av en motivering till hur det utformats samt en

kortfattad beskrivning av hur förslaget tagits fram. Därefter kommer ett test av utfallet av förslaget på olika dataset, där förslaget till ett nordiskt klassificeringssystem jämförs med de nuvarande svenska och norska systemen. I slutet av rapporten hänvisas till de rapporter och vetenskapliga artiklar som ligger till grund för förslaget, och ytterligare information finns i fyra bilagor.

Det presenterade förslaget är tänkt som ett gemensamt klassificeringssystem för de nordiska länderna, för tillämpningar som:

- statusklassificering enligt EU:s ramdirektiv för vatten,
- för att sätta gränsvärden för kritisk belastning för rapportering till luftvårdskonventionen
- som underlag för kalkningsverksamheten.

2. Förslag till nya bedömningsgrunder

Försurning bedöms med tre olika skalor beroende på om vattnet är naturligt neutralt eller naturligt surt och där naturligt sura vatten delas in i mindre sura och mycket sura (Faktaruta 3). Naturligt neutrala vatten bedöms med fasta klassgränser för ANCo (Tabell 1, Faktaruta 1 och 2) medan naturligt sura vatten bedöms utifrån en kvot mellan referensvärde och uppmätt värde på ANCo (Tabell 2, Figur 1, Faktaruta 3). ANC står för Acid Neutralizing Capacity (ekv. 1) och indexet ”o” anger att en del av de naturliga organiska syrorna betraktas som starka. ANCo beräknas enligt ekvation 1:

$$\text{ANCo} = (\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Na} + \text{K}) - (\text{SO}_4 + \text{NO}_3 + \text{Cl}) - 3,4 * \text{TOC} \quad (\text{ekv. 1})$$

Alla koncentrationer ska anges i $\mu\text{ekv/l}$ förutom TOC (totalt organiskt kol) som ska anges i mg C/l .

Referensvärdet för ANCo (ANCo_{ref}) beräknas med en regressionsmodell som uppskattar ANCo vid år 1860 enligt MAGIC-modellen.

$$\text{ANCo}_{\text{ref}} = f(\text{BC}, \text{SO}_4, \text{Cl}, \text{TOC})$$

Regressionsparametrarna beror av vilket år som ska bedömas (Bilaga 3), och de beräknas i ett befintligt webbverktyg.

Kalkade vatten bedöms alltid med ”okalkad” kemi där Ca-halten i ekv/l ersatts med Ca_{okalk} som beräknats enligt ekv. 2 där $(\text{Ca/Mg})_{\text{ref}}$ är kvoten mellan Ca och Mg i närliggande okalkade vatten (Bilaga 1).

$$\text{Ca}_{\text{okalk}} = \text{Mg} * (\text{Ca/Mg})_{\text{ref}} \quad (\text{ekv. 2})$$

I naturligt neutrala vatten klassificeras försurningspåverkan enligt Tabell 1 där klassgränserna motsvarar klassificeringen med bottenfauna.

Tabell 1. Klassgränser för försurning i naturligt neutrala sjöar och vattendrag.

	ANCo $\mu\text{ekv/l}$	
	Sjöar	Vattendrag
ANCo _{ref, max}	> 125	> 127
H/G	96	100
G/M	67	73
M/O	30	34
O/D	-7	-5

I naturligt sura vatten klassificeras försurning i stället utifrån den ekologiska kvoten (EK) d.v.s. kvoten mellan det uppmätta värdet på ANCo (ANCo_t) och referensvärdet (ANCo_{ref}). För att undvika negativa värden adderas först 100 $\mu\text{ekv/l}$ till värdena på ANCo (ekv. 3).

$$EK = \frac{ANCo_t + 100}{ANCo_{ref} + 100} \quad (\text{ekv. 3})$$

Klassgränserna är olika för två olika intervall av ANCo_t beroende på ekosystemens olika känslighet i de intervallen (**Error! Reference source not found.**).

Tabell 2. Klassgränser för försurning i naturligt sura sjöar och vattendrag. Olika skalor för ekologisk kvot används beroende på ANCo_t ($\mu\text{ekv/l}$). För att beräkna den ekologiska kvoten adderas först 100 $\mu\text{ekv/l}$ till ANCo_t och ANCo_{ref} (ekv. 3).

ANCo _t	Sjöar		Vattendrag	
	Mycket sura	Mindre sura	Mycket sura	Mindre sura
	<67	≥ 67	<73	≥ 73
Klassgräns				
H/G	0.95	0.87	0.96	0.88
G/M	0.85	0.74	0.81	0.76
M/O	0.72	0.58	0.62	0.59
O/D	0.54	0.42	0.55	0.42

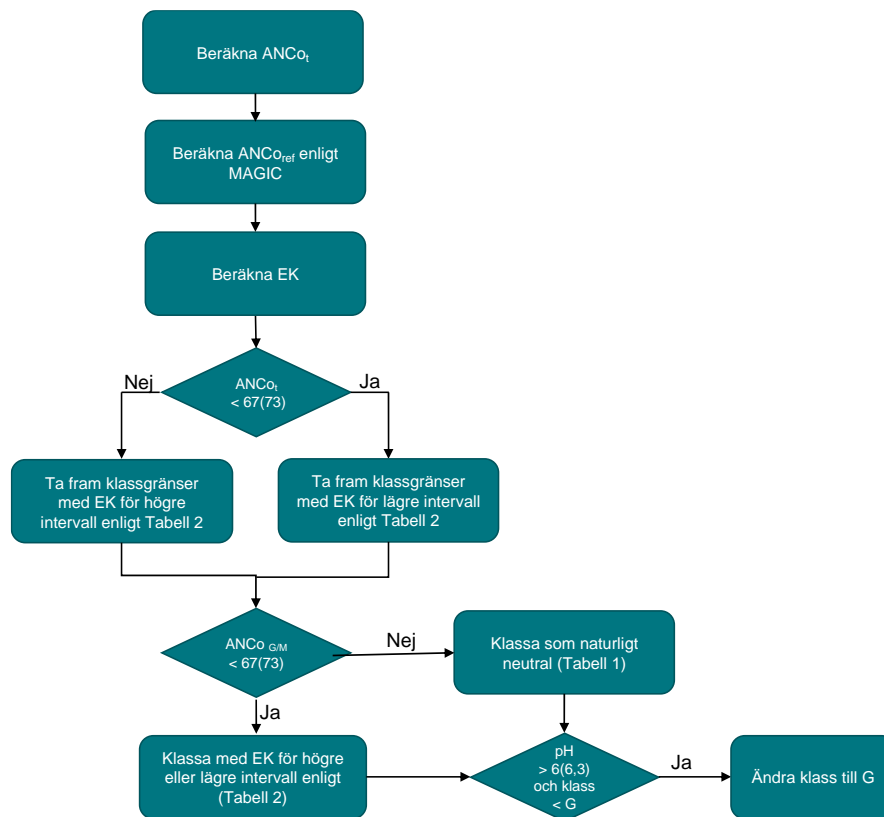
Avgörande för valet av klassningsskala är klassgränsen för ANCo mellan god och måttlig status för naturligt neutrala vatten i tabell 1 (ANCo_(G/M,neutr)), som är 67 $\mu\text{ekv/l}$ för sjöar och 73 $\mu\text{ekv/l}$ för vattendrag. Först beräknas EK enligt ekv. 3. Därefter beräknas värdet på ANCo vid G/M gränsen (ANCo_{G/M}) enligt ekvation 4:

$$ANCo_{G/M} = EK_{G/M} \times (ANCo_{ref} + 100) - 100 \quad (\text{ekv. 4})$$

Valet av kolumn i tabell 2 avgörs av om ANCo_t är större eller mindre än ANCo_(G/M,neutr). Om ANCo_{G/M} enligt ekv. 4 är större än ANCo_(G/M,neutr) ses vattnet som naturligt neutralt och klassas enligt tabell 1. I annat fall används klassningen i tabell 2 för naturligt sura vatten.

I ett fåtal fall kan bedömningen indikera försurning i vatten med höga pH. Om klassificeringen är måttlig eller sämre och pH är större än 6 i sjöar och > 6,3 i vattendrag, ändras klassificeringen till god.

Arbetsgången för försurningsbedömningen visas i Figur 1. Samtliga beräkningar av referensvärde och påverkan kan göras med ett tillgängligt webverktyg utvecklat för ändamålet.



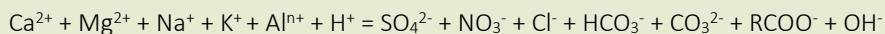
Figur 1. Schema över statusklassificering av försurning i sjöar och med vattenkemi. I första stegen beräknas EK ur uppmätta värden och referensvärden på ANCo (ANC_t och ANC_{ref}) enligt ekvation 3. Därefter tas klassgränser för EK fram enligt tabell 2 och värdet på ANCo. I nästa steg beräknas det objektspecifika värdet på gränsen för G/M ($ANCo_{G/M}$) utifrån motsvarande EK värde enligt ekvation 4. Om detta värde blir högre än motsvarande värde för naturligt neutralt vatten i tabell 1 som är 67 $\mu\text{ekv/l}$ i sjöar och 73 $\mu\text{ekv/l}$ i vattendrag, betraktas vattnet som naturligt neutralt och klassas enligt tabell 1, i annat fall enligt tabell 2. (Se Faktaruta 3). Slutligen görs en justering till god status för vatten med sämre status men med pH större än 6,0 i sjöar och 6,3 för vattendrag.

2.1 Krav på dataunderlag

För försurningsbedömning behövs mätdata för Ca, Mg, Na, K, SO₄, Cl och TOC. I regioner där NO₃ kan påverka surheten, främst Blekinge, Skåne, Halland och Västra Götaland, ska även det analyseras. Bedömningen ska göras på medelvärden på data från minst tre år som representerar hela året. I sjöar ska minst 4 ytprover tas per år och i vattendrag minst 12 gånger per år. Med ett mindre underlag behöver en expertbedömning göras om dataunderlaget kan betraktas som representativt.

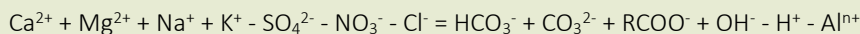
Faktaruta 1. Definition av ANC och ANCo

ANC (acid neutralizing capacity) är ett mått på buffertkapaciteten som beräknas som skillnaden mellan baskatjoner och de starka syrornas anjoner (se Faktaruta 2). Beräkningen kan härledas ur jonbalanskvationen där summan av alla positiva joner (katjoner) är lika med summan av alla negativa joner (anjoner). I ett jonsvagt naturvatten ser jonbalanskvationen ut enligt följande.



RCOO⁻ avser de organiska syrornas anjoner. Med alla koncentrationer i enheten mekv/l behöver man inte ta hänsyn till jonernas laddning i ekvationen.

Ekvationen kan arrangeras om så att alla protolyter hamnar på ena sidan och alla icke protolyter på den andra. Med protolyter avses H⁺ och de joner som kan reagera med H⁺ under normala naturliga förhållanden. Ekvationen ser då ut enligt följande:



Det högra ledet utgörs då av buffrande ämnen minus syrorna vilket motsvarar buffertkapaciteten och benämns ANC. Denna definition gör att ANC kan beräknas ur skillnaden mellan baskatjoner(BC) och starka syrornas anjoner (SAA), trots att dessa inte själva ingår i syrabasreaktionerna. Fördelen med det är att BC och SAA, till skillnad för jonerna i det högra ledet, kan analyseras kemiskt.

De organiska syrorna (t ex humussyror) utgörs av många olika syror med olika styrka. Det har visat sig att ca 1/3 av de organiska syrorna är så starka att de inte reagerar med H⁺ i normala vatten. Halten starka organiska syror kan beräknas ur TOC (mg/l) genom att multiplicera med 3,4 µekv/mg C. ANC kan då modifieras så att det tar hänsyn till de starka organiska syrorna och benämns då ANCo. I tidigare publikationer har det benämnts ANCo1 och ANCoa. Ett alternativ till ANCo är ANCo2 där 2/3 av de organiska syrorna definieras som starka. Se vidare Faktaruta 2.

Faktaruta 2. Kemiska indikatorer på surhet

$$\text{pH} = -\log_{10} \{H^+\}$$

$$\text{Oorganiskt labilt aluminium: } Al_i = Al^{3+} + Al(OH)^{2+} + Al(OH)_2^+ + AlSO_4^+ + AlF^{2+} + AlF_2^+$$

Alkalinitet: Mängden syra som behövs för att sänka pH till ett visst värde.

$$\text{BC (baskatjoner)} = Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+$$

$$\text{SAA (starka syror anjoner)} = SO_4^{2-} + Cl^- + NO_3^- (*)$$

$$\text{ANC} = \text{BC} - \text{SAA}$$

$$\text{ANCo} = \text{ANC} - 3,4 * \text{TOC (mg/l)}$$

$$\text{ANCo}_2 = \text{ANC} - 6,8 * \text{TOC (mg/l)}$$

(Alla enheter förutom TOC är i $\mu\text{ekv/l}$)

(*) I regioner med låga halter av NO_3 kan det uteslutas

Faktaruta 3. Definition av naturligt neutrala och naturligt sura vatten

Med naturligt neutrala vatten avses vatten där ANCo är så pass högt att organismsamhället inte styrs av surhetstillståndet under opåverkade förhållanden. Försurningspåverkan kan då klassificeras med fasta värden på ANCo som motsvarar klassgränserna för biologiska kvalitetsfaktorer för surhet.

I naturligt sura vatten är ANCo så pass lågt redan under opåverkade förhållanden att organismsamhället styrs av surheten även utan antropogen försurning. Försurningspåverkan bedöms då som en relativ avvikelse från referenstillståndet dvs den ekologiska kvoten. I första hand utgörs den skalan av de kvoter som erhålls av klassgränser och referensvärde för naturligt neutrala vatten i tabell 1. I mycket sura vatten där det uppmätta värdet på ANCo är lägre än gränsvärdet mellan god och måttlig status, leder påverkan till större påverkan på organismsamhället. Därför tillåts en lägre grad av förändring i ANCo och därmed högre värden på klassgränserna för EK. Dessa gränsvärden har fastställts genom en statistisk analys av organismsamhället som beskrivs i Bilaga 2.

En enkel avgränsning av naturligt neutrala vatten är vatten där referensvärdet för ANCo är större än det värde som motsvarar referensvärdet för en biologisk kvalitetsfaktor. I det här fallet innebär det 125 $\mu\text{ekv/l}$ för sjöar och 127 $\mu\text{ekv/l}$ för vattendrag (Tabell 1). Det visar sig då att i gränsen mellan de två typerna blir det ibland ekologiska överlapp så att en G/M gräns beräknad med en ekologisk kvot för naturligt sura vatten blir högre än den för naturligt neutrala vatten. För att undvika detta definieras naturligt sura vatten i bedömningsgrunderna som de vatten där en bedömning med den ekologiska kvoten ger en G/M gräns för ANCo som är lägre än den för naturligt neutrala vatten.

3. Överväganden

3.1 Utgångspunkt för arbetet

Arbetet med att klassificera ekologisk status inom ramen för vattendirektivet har länge fokuserats på de biologiska kvalitetsfaktorerna, som utgörs av växtplankton, vattenväxter/bentiska kiselalger, bottenfauna och fisk. Klassningssystem för olika typer av påverkan och organismgrupper har interkalibrerats mellan länder. Klassificeringssystemen för de fysikaliska kvalitetsfaktorerna har däremot under en längre tid ofta utvecklats separat från de biologiska och utan samordning mellan länderna. ECOSTAT påbörjade därför 2018 ett arbete med att ta fram riktlinjer för att ta fram klassningssystem för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer. Utgångspunkten var att klassificeringen för dessa i genomsnitt ska ge motsvarande resultat som de biologiska kvalitetsfaktorerna. Arbetet påbörjades med näringspåverkan och med att ta fram rekommendationer för att sätta klassgränser för fosfor och kväve. De biologiska kvalitetsfaktorerna består ofta av en sammanvägning av flera index. Därför sattes gränserna för näringsämnen utifrån sambandet mellan normerade ekologiska kvoter och halten av näringsämnen, med hjälp av olika statistiska metoder. I vårt arbete med försurning har vi utgått från surhetsindex för bottenfauna som är linjärt korrelerat till vattenkemin. Vi valde därför att använda detta linjära samband direkt i stället för den ekologiska kvoten. ECOSTAT¹ har nyligen kompletterat riktlinjerna till att även omfatta andra fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer än näringsämnen, däribland försurning. Man påvisar då att den metodik som hittills utvecklats inom ECOSTAT för att sätta referensvärden inte kan hantera påverkan av deposition och rekommenderar därför att använda MAGIC-modellen för försurning. De rekommenderade vidare ANC som surhetsindikator för att skilja på antropogen försurning från naturlig surhet. Samtidigt påvisar de att mekanismerna för påverkan av försurning på organismer är relaterade till pH och oorganiskt aluminium. De framhäver också att organismsamhället främst styrs av tillståndet under de suraste förhållandena, vilket ofta kännetecknas av korta pulser som är svåra att fånga med miljöövervakning.

¹ ECOSTAT är en arbetsgrupp under EU-kommissionen som stödjer medlemsstaternas implementering av vattendirektivet.

Generella bedömningar kan därför behöva kompletteras med lokala när det finns tillgång till mer underlag. Vårt arbete ligger till stora delar i linje med dessa rekommendationer och de överväganden vi gjort redovisas nedan.

3.2 Varför utgår vi ifrån MAGIC för att beräkna referensvärdet?

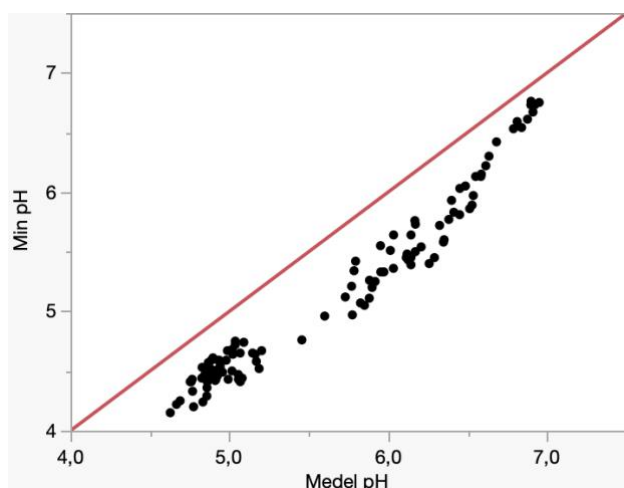
Den sura depositionen har pågått långt innan vi började mäta vattenkvalitet och den har varit jämnt fördelad över landskapet, men med en stark gradient över landet. Det går därför inte att hitta opåverkade vatten i samma region som påverkade för att sätta referensvärden utan vi är hänvisade till geokemiska modeller. Alternativa metoder med paleolimnologi kan bara tillämpas undantagsvis på grund av den stora kostnaden för dessa undersökningar och för att den bara kan tillämpas i sjöar. Vi har använt modellen MAGIC som är den internationellt mest tillämpade försurningsmodellen, med en omfattande vetenskaplig publikation bakom. Den har tillämpats på tusentals sjöar och vattendrag i Sverige av IVL, i Norge och i många andra länder. Som alla modeller är den en förenkling av verkligheten och både modellens struktur och dataunderlaget har kritiserats i både vetenskapliga och andra sammanhang, men det finns inget som tyder på att modellen gör några stora systematiska fel i uppskattningen av referenstillståndet. I den mån systematiska fel har kunnat påvisats, har det ofta rört sig om att försurningspåverkan överskattas. Bedömningsgrunderna baserar sig på de MAGIC-modelleringar som finns presenterade i MAGIC-biblioteket som utförligt beskrivs på länken <https://magicbiblioteket.ivl.se/>. Där redovisas även alla uppdateringar som har gjorts av MAGIC genom åren.

3.3 Motivering av att bedöma försurning med medelvärde för vattenkemi

Surheten i jonsvaga ytvatten uppvisar en stor variation över tiden, till stor del kopplat till variationen i flöde. Det gäller främst i vattendrag. Vid höga flöden är buffertkapaciteten utspädd och halten av naturliga organiska syror ofta förhöjd. Det är till stor del de suraste förhållandena som styr vilka organismer som kan leva i vattnet. Vi valde ändå att bedöma försurningspåverkan utifrån medelvärden av kemi och inte extremvärden av följande skäl:

- Data på extremvärden är starkt beroende på hur väl vi lyckas förutsäga när dessa kommer och att någon har möjlighet att provta just då. Det krävs betydligt färre prov för att prediktera ett medelvärde.

- Sambandet Medelvärden av surhet är ett mått på risk för förekomst av episoder med för biota kritiska värden. Detta bekräftas av sambandet mellan min-pH och medel-pH (se exemplet i Figur 2) samt mellan bottenfaunastatus och medelkemi som påvisats i denna och andra studier.
- MAGIC, som den är tillämpad här, räknar med årsvärden av alla data. Vi kan alltså inte bedöma försurningspåverkan under sura episoder.



Figur 2. Minimum-pH mot medel-pH 2012-2021 för 11 kalkade vattendrag inom IKEU programmet med mellan 11 och 24 prover per år. Den röda linjen visar 1:1 förhållandet.

Sura episoder under högflöden är ett välkänt naturligt fenomen men där en relativt liten deposition av försurande nedfall kan få förödande effekt. I bedömningsgrunderna från 2007 ingick en modell för att kvantifiera det antropogena tillskottet av försurningen under vårfloden. Tillämpningar av modellen visade att efter depositionsminskningen under 1990-talet blev det antropogena bidraget till vårflodsepisoden försumbar och modellen togs därför bort i senare föreskrifter.

Surstötter kan även uppkomma vid högflöden efter torka. Gammalt svavel som lagrats i våtmarker kan då oxideras till svavelsyra och orsaka försurning. I de flesta fall sammanfaller dock svavelsyratillskottet med att gammalt välbuffrat grundvatten pressas ut. Torkepisoder är troligen därför inget utbredd problem, men det kan vara viktigt vid vissa tillfällen på vissa lokaler. Även tillfälligt ökad deposition av havssalter kan ge upphov till sura episoder, men då bara i redan försurade områden. I sydvästligaste Sverige där skogen kan vara kvävemättad kan sura episoder kopplade till nitratläckage förekomma. Med ett förändrat klimat med mer extremväder är det möjligt att även vattnets surhet blir mer variabelt och att även det antropogena bidraget till surstötter kan öka.

3.4 Motivering av bottenfauna som biologisk indikator

Bedömningen av försurningspåverkan med kemiska data ska, om möjligt, motsvara en statusklassificering med biologiska data. I den nordiska rapporten föreslogs att försurningsbedömningen ska utgå från bedömning med bottenfauna. Jämfört med fisk omfattar bottenfauna betydligt fler taxa och ett bredare urval av olika organismtyper vilket gör att bottenfaunasamhället avspeglar ett större urval av mekanismer för negativ påverkan från försurning på biota. Valet av bottenfauna som kvalitetsfaktor stämmer därför bättre överens med vattendirektivets intentioner att skydda hela ekosystemet, inte bara enskilda, av människan önskade arter. Bottenfauna påverkas också i mindre grad än fisk av naturliga och artificiella vandringshinder, inplantering av fisk och/eller hårt fisketryck.

Kiselalger har visats ha ett starkt samband med pH, betydligt bättre än bottenfauna och fisk. Tyvärr ingick inte försurningspåverkan på kiselalger i interkalibreringen inom ECOSTAT. I de svenska föreskrifterna för statusklassificering ingår bedömning av försurning utifrån kiselalger. Det förutsätter dock att man först beräknat ett referensvärde på pH utifrån vattenkemin. Det finns inget tröskelvärde angivet i föreskriften. Detta gjorde att vi inte kunde använda kiselalger som stöd för att sätta klassgränser för statusklassificeringen för vattenkemin. För det nordiska projektet begränsades dessutom användandet av kiselalger av att dessa inte i nuvarande läge provtas i Norge.

4. Underlag för bedömningsgrunderna

4.1 Dataurval och metoder i utvecklingen av bedömningsgrunderna

4.1.1 Dataunderlaget

Det nordiska projektet inleddes med att sammanställa en databas med data från stationer i Norge, Sverige och Finland med både vattenkemi och biologi. För arbetet med försurning gjordes ett urval av stationer där vattenkemin omfattade variablerna Ca, K, Mg, Na, pH, SO₄, Cl, NO₃ och TOC och där bottenfauna och/eller fisk provtagits samma år vid minst ett tillfälle. Datasetet omfattade 165 sjöar och 99 vattendrag med bottenfauna och 114 sjöar och 80 vattendrag med fisk.

För utvecklingen av det nordiska bottenfaunaindexet gjordes ytterligare begränsningar med avseende på surhetsgradient och krav på antal vattenkemiska prover. Det datasetet omfattade 62 sjöar och 58 vattendrag.

För att testa utfallet av förslaget i den här rapporten användes dels ett nordiskt dataset med vattenkemi som i det nordiska projektet användes för jämförelse mellan de nationella klassificeringssystemen och som omfattade 265 sjöar och 205 vattendrag. Dessutom testades förslaget på de nationella dataseten Omdrevssjöar (Sverige, N=5 201) och Tusen sjøar (Norge, N=1 000). Dessa är slumpvis utvalda ur ländernas sjöregister och representerar därmed alla sjöar. Utfallet på kalkade vatten i Sverige testades på resultaten från målvattendragsundersökningen som omfattade 1 345 kalkade vattendrag.

De olika dataseten beskrivs mer utförligt i de rapporter och artiklar som vi hänvisar till i slutet av rapporten.

4.1.2 Statistiska metoder

Sambandet mellan biologiska data och vattenkemi samt andra abiotiska faktorer studerades med statistiska metoder som inte är beroende av linjära eller andra förutbestämda samband. Sambandet mellan förekomst och abundans av arter samt

surhetsindikatorer studerades med metoden Gradient Forest. Det gav underlag för att välja surhetsindikator och för att sätta klassgränser.

GAMM-modeller (Generalised additive mixed model) användes för att studera interaktion mellan olika abiotiska variabler och organismsamhället. Det gav underlag för att avgöra om sambanden mellan organismsamhället och en surhetsindikator var entydigt eller om det påverkades av andra faktorer som färg och region.

För att ta fram klassgränser mellan ANCo och bottenfaunaindexet NAMI användes ortogonal regression. Till skillnad mot vanlig linjär regression fördelas felet lika mellan de två variablerna så att man kan prediktera värden åt båda hållen. Här kunde linjära modeller användas eftersom NAMI, liksom de flesta biologiska indexen, tagits fram för att ge en linjär respons på en påverkansvariabel.

4.1.3 Beräkning av referensvärden med MAGIC

För detta arbete användes referensvärden för ANC motsvarande MAGIC-modellerade värden för 1860 som beräknades med en regressionsmodell (ekvation 5).

$$ANC_{ref} = a + b BC + c SO4 + d Cl \quad (\text{ekv. 5})$$

ANC_{ref} beräknades sedan ur ANC_{ref} enligt Faktaruta 2. Regressionsparametrarna kalibrerades med data från 2 540 sjöar och vattendrag ur MAGIC biblioteket där IVL samlat MAGIC resultat som kan användas för försurningsbedömning. Regressionsparametrar för åren 2000-2027 finns i Bilaga 3.

4.1.4 Modifiering av klassificering med det svenska systemet

I de nuvarande svenska bedömningsgrunderna klassificeras försurningspåverkan utifrån avvikelse i pH från ett referensvärde modellerat med MAGIC. I de flesta fall görs bedömningen från den mest lika sjön eller vattendraget i verktyget MAGIC-bibliotek. För att tillämpa den svenska metoden på data från hela Norden användes här istället regressionsmodellen (ekvation 5). Dessutom har det visat sig att den pH-modell som används i MAGIC-biblioteket har ett systematiskt fel. För att jämförelsen mellan de olika klassificeringssystemen skulle bli så rättvis som möjligt användes därför en förbättrad pH-modell för det svenska systemet baserat på pH-förändring. I presentationen av utfallet för de svenska dataseten redovisas resultat från både den modifierade och den ursprungliga metoden. För mer detaljer om de olika metoderna hänvisas till underlagsrapporterna som listas i avsnittet Litteratur.

4.1.5 Beräkning av gränsvärde för kritisk belastning

Kritisk belastning är en uppskattning av den lägsta deposition som på lång sikt ger skador på ekosystemen, när depositionen har uppnått jämvikt med markens buffertsystem. Beräkningarna ligger till grund för förhandlingarna om minskade utsläpp inom luftvårdskonventionen och för uppföljningen av de svenska miljömålen. För försurning av sötvatten har det kritiska värdet satts till ett värde på ANC (ANC_{limit}). Norge använder ett variabelt ANC_{limit} som beror av halten baskatjoner och TOC (totalt organiskt kol) och där ANC_{limit} beräknas ur $ANCO_{limit}$ som varierar mellan -13 och 40 $\mu\text{ekv/l}$. Sverige har använt ett ANC_{limit} som motsvarar gränsen mellan god och måttlig status, dvs det värde på ANC som motsvarar ett pH 0,4 enheter under referensvärdet på pH. På det sättet harmoniserades statusklassificeringen enligt EU:s vattendirektiv med rapporteringen till Luftvårdskonventionen inom UN-ECE. I förslaget till det nordiska systemet beräknas ANC_{limit} på motsvarande sätt från gränsvärdet mellan god och måttlig status för ANCo enligt ekvation 6:

$$ANC_{limit} = ANCO_{G/M} + 3,4 * TOC \text{ (ekv. 6)}$$

I några fall ger beräkningarna mycket höga värden eller värden under 0. För att undvika enstaka extremvärden i rapporteringen avgränsades ANC_{limit} till intervallet 0 – 200 $\mu\text{ekv/l}$.

Resultaten från beräkningarna för varje enskild sjö räknas om till andelen av Sveriges yta där depositionen överskrider den kritiska belastningen för sjöar i området.

4.2 Val av kemisk indikator för surhet

Flera olika kemiska indikatorer för surhet används i försurningssammanhang (Faktaruta 1 och 2). Ett vanligt och allmänt känt mått på surhet är pH. Det används i de nuvarande bedömningsgrunderna i Sverige, Norge och Finland och har visat sig ha ett starkt samband med förekomst av bottenfauna och fisk. En nackdel med pH är att det påverkas av kolsyratrycket som är svårt att mäta. I närheten av pH 6 kan ett naturligt kolsyratryck påverka pH så mycket som en pH-enhet. Det innebär därför en stor osäkerhet när ett uppmätt pH ska jämföras med ett beräknat referensvärde av pH.

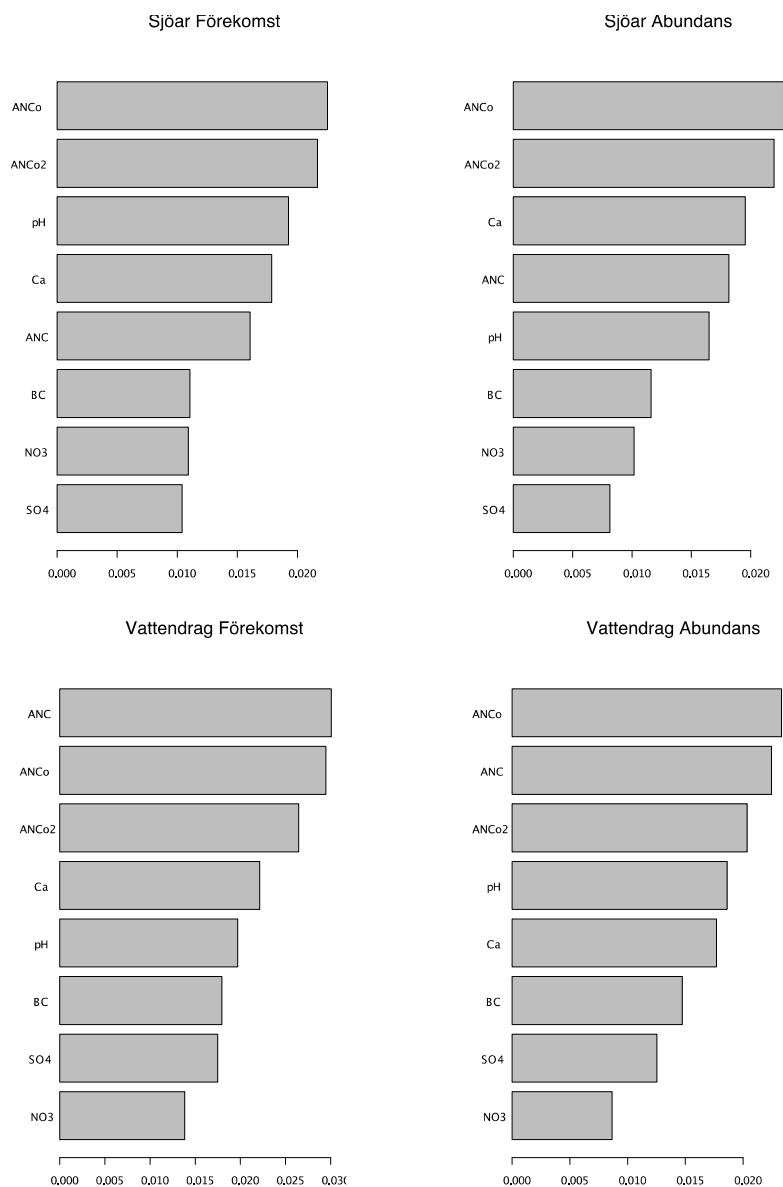
Höga halter av oorganiskt labilt aluminium, Ali, är det som ofta ger upphov till skador på levande organismer i samband med försurning genom att skada gälarna. Ali beräknas som skillnaden mellan de uppmätta halterna av totalt och organiskt bundet aluminium. I Norge, som främst har klara vatten, har det haft en stor

användning och ingår som indikator i bedömningsgrunderna. I bruna vatten som har en hög halt naturligt organiskt material, beräknas Ali som en liten skillnad mellan två stora tal, vilket ger ett stort mätfel. Det har därför inte använts i lika stor utsträckning i Sverige som i Norge.

I äldre svenska bedömningsgrunder användes alkalinitet som indikator. Alkaliniteten är ett mått på vattnets buffertkapacitet, d v s motståndskraft mot försurning. Det kan därför ses som ett mått på risken för att det uppstår kritiskt sura tillstånd, vilka man ofta missar i vanlig miljöövervakning. Tyvärr finns det olika metoder för att mäta alkalinitet som ger olika resultat, och de nordiska länderna använder olika metoder vilket utesluter att det används för gemensamma bedömningsgrunder.

Ett annat mått på buffertkapacitet är ANC (*Acid Neutralising Capacity*) som beräknas som skillnaden mellan baser och de starka syrornas anjoner. Det visar därmed på balansen mellan tillskottet av buffring från marken och belastningen av sur deposition. De ingående jonerna kan bestämmas direkt genom kemisk analys och beräknas i kemiska försurningsmodeller. ANC har bl.a. använts i internationella sammanhang för att beräkna kritisk belastning av försurande deposition. ANC tar däremot inte hänsyn till de organiska syrorna i naturligt organiskt material. De organiska syrorna har varierande styrka varav en del är så starka att de kan betraktas som starka syror i jonbalansekvationerna. Därför infördes ett modifierat ANC, ANCo, med antagandet att en tredjedel av de organiska syrorna är starka (Faktaruta 1). I Norge används redan ANCo i beräkningen av kritisk belastning. I den nordiska rapporten benämndes ANCo som ANCo1 och i tidigare publikationer som ANCoaa. I underlagsarbetet till de nya bedömningsgrunderna användes även en variant där 2/3 av de organiska syrorna antogs vara starka, ANCo2.

De olika indikatorerna har visat sig ha olika starka samband med förekomsten av organismer beroende på vilka dataset man analyserar. I det stora nordiska datasetet som analyserades i bakgrundsrapporten föll ANC oftast ut som den indikator som bäst förklarade biologiska data, tätt följt av ANCo. Det varierade dock beroende på om man tittade på sjöar eller vattendrag, bottenfauna eller fisk, förekomst/icke förekomst eller abundans. I begränsade nationella dataset var ofta pH den indikator som förklarade biologin bäst, vilket överensstämmer med andra studier på data med begränsade gradienter med avseende på surhet och halt naturligt organiskt material. Vid utvecklingen av det nordiska bottenfaunaindexet för surhet, NAMI, begränsades det nordiska datasetet till det sura intervallet ($ANC < 200 \mu\text{ekv/l}$ och $\text{pH} < 6,5$). ANCo var då den indikatorn som överlag gav bäst förklaringsgrad av bottenfaunaförekomsten (Figur 3).



Figur 3. Förklaringsgraden för bottenfauna för kemiska variabler enligt måttet Overall conditional importance i en analys med Gradient forest.

Till skillnad från ANC-varianterna uppvisade pH en stor interaktion med andra parametrar i sambandet med biologin i en statistisk analys med GAMM-modeller. Det innebär att sambandet är olika för olika regioner och beror av t ex naturligt organiskt material. Det kan förklara varför pH gav bättre förklaringsgrader för biologiska parametrar än ANC i begränsade dataset, men visar också på att pH inte är lämpligt som indikator om man vill ha ett enhetligt klassificeringssystem för alla vatten i en stor region. En ännu större nackdel med pH är att det är starkt beroende av kolsyratrycket och halten TOC, särskilt i det biologiskt känsliga området mellan pH 5 och 6. Det gör att uppmätta pH-värden beror på provhanteringen och att det modellerade referensvärdet av pH beror både på hur väl vi lyckas modellera de

organiska syrornas egenskaper och på antaganden om förindustriella halter av kolsyratryck och halten TOC. Detta tillför stora osäkerheter i bedömningen.

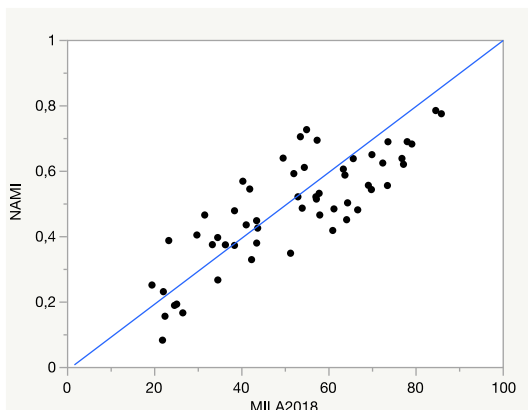
Baserat på ovanstående valde vi inom det nordiska samarbetsprojektet att använda ANCo som kemisk indikator för försurning.

4.3 Nordiskt försurningsindex för bottenfauna

I det preliminära förslaget till bedömningsgrunder i den nordiska rapporten användes de svenska bedömningsgrunderna för bottenfauna i sjöar baserat på det multimetriska indexet MILA2018 (jfr Bilaga 1, HVMFS2019:25). Därefter utvecklades ett motsvarande nordiskt multimetriskt index, NAMI, för bottenfauna i både sjöar och vattendrag, för att ge ett bättre underlag för vidareutveckling av det nordiska system för försurningsbedömning som föreslås i denna rapport. Indexet NAMI finns publicerat i en vetenskaplig tidskrift (se avsnittet Litteratur).

Ett stort antal bottenfaunaindex har utvecklats, varav flera indikerar surhet. NAMI, liksom MILA2018, är ett biologiskt multimetriskt index som utgör en kombination av olika mått på det biologiska samhällets struktur och funktion, där det sammanvägda indexet ger ett så starkt samband som möjligt med den påverkanstyp som indexet ska indikera. I det här fallet användes den kemiska indikatorn ANCo som påverkansgradient. Dataunderlaget omfattade både sjöar och vattendrag och det visade sig att ett gemensamt index för både sjöar och vattendrag gav ett bättre samband med vattenkemi jämfört med separata index för sjöar och vattendrag.

En jämförelse mellan NAMI och MILA2018 för 56 svenska sjöar visar på ett linjärt samband mellan de två indexen men med en viss spridning (Figur 4). Detta är förväntat eftersom båda indexen är framtagna med samma metoder, men MILA2018 är framtaget med data enbart från sjöar i södra Sverige och NAMI med data från både sjöar och vattendrag i hela Norden. Sambandet mellan de två indexen och kemiska surhetsvariabler visar på något bättre samband för MILA2018 jämfört med NAMI (Tabell 3). Även detta är väntat eftersom MILA2018 är kalibrerat för just svenska sjöar. För båda indexen är sambanden med pH starkare än för ANC-varianterna. Även i underlagsarbetet visade pH ofta starkare samband med bottenfauna för begränsade nationella dataset, medan olika varianter på ANC hade bättre förklaringsgrad för det nordiska dataset som omfattade större vattenkemiska gradienter. För vårt syfte att ta fram vattenkemiska bedömningsgrunder som fungerar för större regioner och stora gradienter med avseende på färg och jonstyrka var NAMI-indexet att föredra. Samtidigt kan MILA2018 vara lämpligare att använda om man vill uppskatta pH-värden i sjöar i södra Sverige.



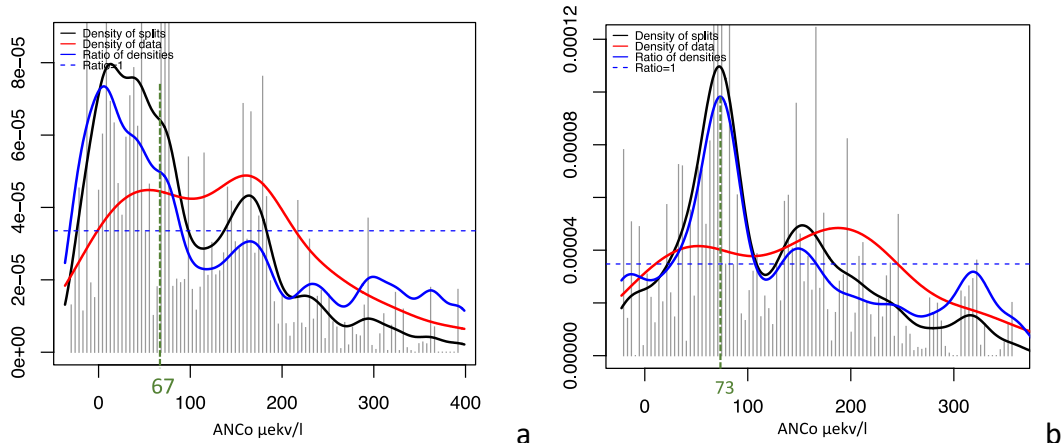
Figur 4. Samband mellan de två multimetriska försurningsindexen för bottenfauna NAMI och MILA2018 i 56 svenska sjöar.

Tabell 3. R^2 värden för sambandet mellan två bottenfaunaindex för surhet och fyra kemiska variabler för 56 svenska sjöar. MILA2018 avser ett multimetriskt surhetsindex kalibrerat för södra Sverige och NAMI ett motsvarande index kalibrerat för Norden.

	MILA2018	NAMI
pH	0,63	0,63
ANC	0,46	0,44
ANCo	0,55	0,53
ANCo2	0,58	0,56

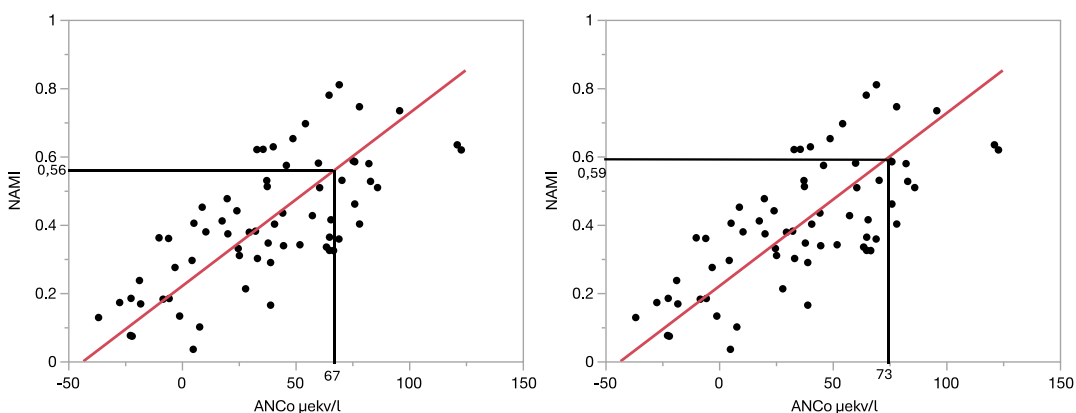
4.3.1 Gränser för statusklassificering med bottenfaunaindexet NAMI

Den viktigaste gränsen för statusklassificeringen är den mellan god och måttlig status eftersom det är lagligt bindande att alla vattenförekomster ska uppnå minst god status om inga undantag meddelats. Gränsen ska helst avspegla ett tröskelvärde för en betydande förändring i ekosystemet vid en ökande påverkan. Diagrammet med den så kallade splittdensiteten från analysen med Gradient Forest lämpar sig väl för att hitta sådana tröskelvärden. För vattendrag är det en tydlig signifikant topp vid ANCo 73 $\mu\text{ekv/l}$ som avspeglar att där sker de största förändringarna i förekomst av arter när det blir surare (Figur 5). För sjöarna är motsvarande diagram mer komplext, med tre överliggande toppar. Den övre toppen ger ett värde på 67 $\mu\text{ekv/l}$. Den något högre gränsen för vattendrag avspeglar troligen att variationen av vattenkemi i vattendrag är större jämfört med i sjöar. Bedömningen görs på medelkemi och i vattendrag är det större risk för sura episoder än i sjöar vid samma medelvärde på ANCo.



Figur 5. Samband mellan förekomst av bottenfauna och ANCo i sjöar (a) och vattendrag (b). Y-axeln visar "split density" som är ett mått på förändringar i artsammansättningen i analysen med Gradient forest när ANCo förändras.

Den motsvarande klassgränsen för NAMI-indexet i sjöar är 0,56 och tas fram ur det linjära sambandet mellan NAMI och ANCo (Figur 6). Referensvärde och övriga klassgränser för NAMI tas fram genom att dela avståndet mellan G/M gränsen och det högsta respektive lägsta värdet som NAMI-indexet kan anta i lika delar mellan de övriga klassgränserna, inklusive referensvärdet (Tabell 4). Motsvarande gränser togs fram för vattendrag baserat på samma dataunderlag (Tabell 4).



Figur 6. Samband mellan försurningsindexet NAMI och ANCo i sjöar och vattendrag för sura vatten. Den röda diagonala linjen visar sambandet enligt ortogonal regression. De svarta linjerna visar gränsen mellan god och måttlig status för sjöar (vänster) och vattendrag (höger).

Tabell 4. Klassgränser för surhetsindexet NAMI.

	NAMI	
	Sjöar	Vattendrag
Referensvärde	0.85	0.86
H/G	0.71	0.73
G/M	0.56	0.59
M/O	0.37	0.39
O/D	0.19	0.20

4.4 Klassificering av försurningspåverkan

Biologiska kvalitetsfaktorer kan bara avgöra om ett vatten är surt eller inte och inte om ett surt tillstånd är naturligt eller en effekt av försurning. För det behöver uppmätt vattenkemi jämföras med modellerade referensvärden. Naturligt neutralt vatten bedöms med fasta gränser för ANCo som motsvarar klassgränserna för NAMI enligt de linjära sambanden mellan dem (Figur 6, Tabell 4). För naturligt sura vatten sätts klassgränserna istället utifrån den relativa förändringen av ANCo jämfört med referensvärde (se kapitel 2 och Faktaruta 3.) I Bilaga 2 redovisas mer i detalj hur klassgränserna sattes.

För att kunna beräkna EK för ANCo behöver det justeras så man inte får negativ värden på kvoten. Vi valde här att addera 100 $\mu\text{ekv/l}$ för att vara säkra på att inte få några negativa kvoter. I den nordiska underlagsrapporten kunde vi visa att valet av justeringsterm påverkar känsligheten i klassificeringen vid låga ANC. I det här fallet, med olika klassificeringsskalor i olika surhetsintervall var den effekten försumbar. Ett test med termen 40 $\mu\text{ekv/l}$ visade på små skillnader i klassificering jämfört med termen 100 $\mu\text{ekv/l}$. I det nordiska datasetet med 265 sjöar var det bara 5 sjöar som ändrade statusklass från måttlig till god status och de låg alla nära klassgränsen.

Vid en analys av utfallet av klassificeringarna på olika dataset visade det sig att ett fåtal vatten med sämre status än god, hade relativt höga pH värden. Ett villkor infördes i bedömningen så att klassen ändrades till god, om bedömningen med ANCo visade på sämre status, och pH var > 6 i sjöar och $> 6,3$ i vattendrag. Underlaget för pH-gränserna redovisas i Bilaga 2.

4.5 Bedömning av kalkade vatten

Ett stort antal vatten kalkas idag för att motverka försurningens negativa effekt på vissa organismer. Det innebär att när vattnet inte längre är påverkat av försurning ska kalkningen upphöra. Enligt miljömålet Bara naturlig försurning ska den försurande påverkan minska så att den inte påverkar ekosystemen negativt utan kalkning. Det är därför nödvändigt att kunna bedöma vad försurningspåverkan i kalkade vatten skulle vara om kalkningen avslutas, både för att följa upp miljömålet och för att ge underlag för kalkavslut. Det går att beräkna vad vattenkemin i ett kalkat vatten (okalkad kemi) skulle vara utan kalkning, genom att använda kvoten mellan Ca och Mg i liknande okalkade vatten. Metodiken användes redan i utvärderingarna miljöövervakningens riksinventeringar 1995 och 2000, och den vidareutvecklades i samband målsjöundersökningen och målvattendragsundersökningen. Bra referenser är helt avgörande för en relevant bedömning, och

referenserna ska helst ligga uppströms det kalkade vattnet. I samband med undersökningarna av målsjöar och målvattendrag provtogs därför i detta syfte ett stort antal särskilt utvalda okalkade sjöar och vattendrag. Efter en granskning och rensning av referenserna sammanställdes godkända referenser som ska användas för bedömning av den okalkade kemin. Metodiken för att välja ut referenser och beräkna okalkad kemi inklusive osäkerheten finns beskriven i Bilaga 1 och beräkningarna kan göras med befintliga verktyg. Bedömningen av kalkade vatten innebär alltid större osäkerhet än för okalkade vatten, eftersom beräkningen av den okalkade kemin tillför ett extra osäkerhetsmoment. Efter avslutad kalkning är det därför viktigt att följa upp med vattenkemisk övervakning för att avgöra om vattenkemin närmar sig den förväntade nivån och om försurningsbedömningen behöver göras om efter att kalkeffekten har klingat av.

4.6 Sammanfattande jämförelse av förslaget till nya bedömningsgrunder med de nuvarande svenska.

Det nya förslaget till bedömningsgrunder för försurning liknar till stora delar det nuvarande svenska systemet (Tabell 5). I båda systemen baserar sig referensvärdet på MAGIC-modellen, bedömningen görs på medelvärde av kemi och kalkade vatten bedöms med okalkad kemi som beräknas med Ca/Mg från närliggande okalkade referenser. En skillnad är att bedömningen i det nya förslaget görs med ANCo istället för pH som kemisk indikator och att klassificeringen av vattenkemi är kopplad till statusklassificeringen för bottenfauna istället för expertbedömningen i det nuvarande svenska systemet.

Tabell 5. Jämförelse mellan den nuvarande bedömningen av försurningspåverkan

	HVMFS	Nordiskt förslag
Referensvärde	MAGIC (Matchning)	MAGIC (regressionssamband)
Vattenkemi	Medelvärde	Medelvärde
Vattenkemisk indikator	pH	ANCo
Biologisk koppling	Bottenfauna	Bottenfauna
Klassgränser	Valt genom expertbedömning utifrån samband med med bottenfaunaindex	Kopplat till klassgränser för klassificering med bottenfauna enligt rekommendationer från ECOSTAT
Bedömning av kalkade vatten	Bedömning med okalkad kemi beräknat med Ca/Mg från okalkad referens	Bedömning med okalkad kemi beräknat med Ca/Mg från okalkad referens

5. Jämförelse av förslaget med befintliga bedömningsgrunder

5.1 Jämförelse med nuvarande svenska och norska bedömningsgrunder

Utfallet av det nya förslaget till ett nordiskt klassificeringssystem jämfördes med klassificeringar med det nuvarande svenska systemet för 256 sjöar och 205 vattendrag från Norge, Sverige och Finland och för 195 sjöar och 95 vattendrag med det norska systemet. De vatten som ändrade klassificering mer än två steg granskades för att tydliggöra skillnaden med klassificeringssystemen. Vi gjorde en delvis subjektiv bedömning av vilken klassificering som verkar vara mest rimlig. Samtliga dessa fall finns redovisade i Bilaga 4.

5.1.1 Sjöar i det nordiska datasetet

Enligt det nordiska systemet var 14 % av sjöarna försurade (måttlig status eller sämre), jämfört med 18 % enligt det svenska systemet. 24 % av sjöarna fick olika klassificeringar med de olika systemen, men de flesta ändrade bara till en närliggande klass (Tabell 6). Bara 9 sjöar bytte två klasser eller mer. Fyra av sjöarna med bättre klassificering med det nordiska systemet är naturligt neutrala och klassificerades enligt sambandet med NAMI-indexet, vilket får anses mer tillförlitligt eftersom ANCo då ligger över gränsen för biologisk effekt. För de tre naturligt sura sjöarna som fick bättre klassificering med det nordiska systemet var försurningspåverkan mätt som förändring i ANCo liten (28-34 $\mu\text{ekv/l}$), och den bättre klassificeringen enligt det nordiska systemet bedömdes därmed mer realistisk. Den sjö som fick sämre klassificering med det nordiska systemet (M) jämfört med det svenska (H) var en naturligt mycket sur sjö, och det är möjligt att klassen måttlig (M) är en för dålig klass, men den låg nära klassgränsen till god (G).

Tabell 6. Jämförelse av försurningsstatus enligt det svenska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 256 nordiska sjöar. De som bytte klassificering två steg eller mer är markerade med rött.

N=265 Svenska systemet	Nordiska systemet				
	H	G	M	O	D
H	165	22	1	0	0
G	7	21	0	0	0
M	1	10	12	1	0
O	0	3	3	2	0
D	0	0	4	11	2

Skillnaderna mot det norska systemet var större. 18 % av de 195 sjöarna var försurade enligt det nordiska systemet, jämfört med bara 5 % enligt det norska, och 34 % fick olika klassificeringar med de olika systemen. 14 sjöar hade två steg sämre klassificering enligt det nordiska systemet (Tabell 7). De sämre klassificeringarna med det nordiska systemet verkade rimligare utifrån försurningspåverkan på kemin, men i en del av fallen var möjligen klassen otillfredsställande (O) lite för låg. I dessa sjöar låg pH värdena mellan 5,4 och 6,0.

Tabell 7. Jämförelse av försurningsstatus enligt det norska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 195 nordiska sjöar. De som bytte klassificering två steg eller mer är markerade med rött.

N=195 Norska systemet	Nordiska systemet				
	H	G	M	O	D
H	99	28	5	0	0
G	4	27	14	9	0
M	0	1	1	4	0
O	0	0	0	1	2
D	0	0	0	0	0

5.1.2 Vattendrag i det nordiska datasetet

För datasetet med vattendrag var det större skillnad mellan det nordiska och det svenska systemet, med 4% försurade vatten med det nordiska systemet i stället för 10 % med det svenska. Skillnaden beror både på klassificeringssystemen och på dataunderlagen, så det går inte att dra slutsatsen att det nordiska systemet för vattendrag är känsligare än det för sjöar. 18 % av de 204 vattendragen fick olika klassificeringar och 12 vattendrag fick två steg eller mer bättre klassificering med det nordiska systemet jämfört med det svenska (Tabell 8). Alla utom en av dessa var mycket bruna (TOC > 20 mg/l) med stor kemisk försurningspåverkan, men från en hög nivå på ANCO_{ref}. Den nordiska klassificeringen bedömdes därför vara rimligare.

Tabell 8 Jämförelse av försurningsstatus enligt det svenska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 204 nordiska vattendrag. De som bytte klassificering två steg eller mer är markerade med rött.

N=204 Svenska systemet	Nordiska systemet				
	H	G	M	O	D
H	163	9	0	0	0
G	7	4	1	0	0
M	3	3	1	0	0
O	2	1	2	0	0
D	2	2	2	2	0

Skillnaderna mellan det nordiska och det norska systemet var liten för vattendragen, till stor del beroende på att de flesta vattendragen hade hög status oavsett system (Tabell 9). Fem % av vattendragen klassificerades som försurade oavsett system. Visserligen fick 20 % olika klassificeringar med de olika systemen, men bara två vattendrag skilde två steg. Det som fick sämre klassificering med det nordiska systemet hade en stor förändring i ANCo så den sämre klassificeringen var rimlig. Det vattendrag som gick från otillfredsställande till god status var mycket jonsvagt med en Ca-halt på 13 $\mu\text{ekv/l}$. ANCo ändrades bara 16 $\mu\text{ekv/l}$, vilket talar för att klassificeringen som god är rimligare än otillfredsställande. Samtidigt förekom höga halter av oorganiskt aluminium i detta vattendrag (90 percentilen var 79 $\mu\text{g/l}$). Ali-halter över 50 $\mu\text{g/l}$ förekom i ytterligare tre vattendrag med Ca-halter < 21 $\mu\text{ekv/l}$, som klassificerades som god status med det nordiska förslaget. Dessa exempel visar att Ali-halter på nivåer som kan påverka biota kan förekomma även vid mycket liten försurningspåverkan i dessa extremt jonsvaga vatten.

Tabell 9. Jämförelse av försurningsstatus enligt det norska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 94 nordiska vattendrag. De som bytte klassificering två steg eller mer är markerade med rött.

N=94 Norska systemet	Nordiska systemet				
	H	G	M	O	D
H	67	6	0	0	0
G	4	8	3	1	0
M	0	3	0	0	0
O	0	1	1	0	0
D	0	0	0	0	0

5.2 Utfall på nationella dataset

Utfallet av det nya förslaget till ett nordiskt klassificeringssystem jämfördes även med de nuvarande nationella systemen för tre nationella dataset från Sverige och Norge. Dels testades utfallen på de nationella sjöinventeringarna med de slumpvis utvalda sjöinventeringarna Omdrevssjöar (5201 sjöar i Sverige) och Tusen sjøer (1000 sjöar i Norge). I bägge fallen är sjöarna bara undersökta med ett vattenprov

under höstomblandningen. I omdrevssjöarna provtas en sjättedel av sjöarna varje år, medan den norska sjöinventeringen Tusen sjøer genomfördes under 2019. Därutöver testades systemet på kalkade vattendrag i Målvattendragsundersökningen. Den omfattade 1 345 vattendrag efter att de som kalkats med dolomitkalk hade uteslutits. Dolomitkalk innehåller stora mängder magnesium vilket omöjliggör beräkning av okalkad kemi. Varje målvattendrag provtogs sex gånger under ett år varav tre under högflöden. Bedömningen gjordes på flödesviktade medelvärden av vattenkemin. De observationer där de olika systemen skilde mer än tre steg i klassificeringen granskades särskilt.

5.2.1 Omdrevssjöar

Det nordiska systemet jämfördes med det svenska för 5201 omdrevssjöar provtagna 2015-2020. Andelen försurade sjöar i undersökningen var då 11 %, vilket kan jämföras med 16 % enligt det nuvarande svenska systemet med referensvärde framtaget med matchning i MAGIC-biblioteket och pH beräknade med en modell som underskattar pH vid låga värden. En del av skillnaden i försurningsbedömning beror på felet i pH-modellen som används i de nuvarande svenska bedömningsgrunderna och att referenstillståndet tas fram med en matchning med MAGIC-biblioteket. En utförligare beskrivning av detta finns i de två underlagsrapporterna från 2018 och 2021. Om vi istället använder samma regressionsmodell för referensvärdet som i övriga jämförelser i den här rapporten och ett mer uppdaterat sätt att beräkna pH, så beror skillnaden bara på att vi använder förändring i ANCo istället för förändringen i pH och på hur klassgränserna sattes. Andelen försurade sjöar med den modifierade versionen av det svenska systemet blir då 12 %, d v s bara något större andel jämfört med det nordiska systemet. Om vi viktat resultaten från omdrevssjöarna så att det motsvarar tillståndet i alla Sveriges sjöar > 1 ha, är andelen försurade sjöar 5,4 % med det nordiska systemet, vilket kan jämföras med 6,7 % i den senaste fördjupade utvärderingen (Tabell 11).

Jämfört med det nordiska systemet ger den modifierade versionen av det svenska systemet en annan klassificering för 20 % av sjöarna. 24 sjöar fick tre eller fler steg sämre klassificering med den nordiska systemet jämfört med det svenska. Av dessa sjöar var alla mycket bruna (19 – 137 mg/l TOC), med måttlig försurningspåverkan och var dessutom oftast mycket små (med ett undantag < 0,1 km²). ANCo_{ref} var negativa för många och pH_{ref} under 4,9 för samtliga. Denna extrema typ av sjöar ingår inte i dataunderlaget som bedömningsgrunderna togs fram med, där endast en sjö hade pH_{ref} < 5. Bedömningen av sådana sjöar får därför ses som mycket osäker.

Det var 16 sjöar som fick tre eller fler klasser bättre bedömning med det nordiska systemet (Tabell 10). De var alla utom en betydligt försurningspåverkade men från

välbuffrade nivåer. De är exempel på att den svenska klassificeringen med klassgränser satta som konstanta värden på dpH blir missvisande oavsett surhetstillstånd. En av sjöarna med tre steg bättre klassning vare en mycket klar fjällsjö som klassificerades som dålig status med det svenska systemet eftersom pH minskat från 7 till 6,2. I denna sjö är sulfathalten ovanligt hög för regionen vilket tyder på geologisk påverkan. Klassningen god status med det nordiska systemet anses därför rimligare.

Tabell 10. Jämförelse av försurningsstatus enligt det svenska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 5201 omdrevssjöar. Det svenska systemet är en variant med en förbättrad modell för beräkning av pH och referensvärdet beräknat med en regressionsmodell för att underlätta jämförelsen. De som bytte klassificering tre steg eller mer är markerade med rött.

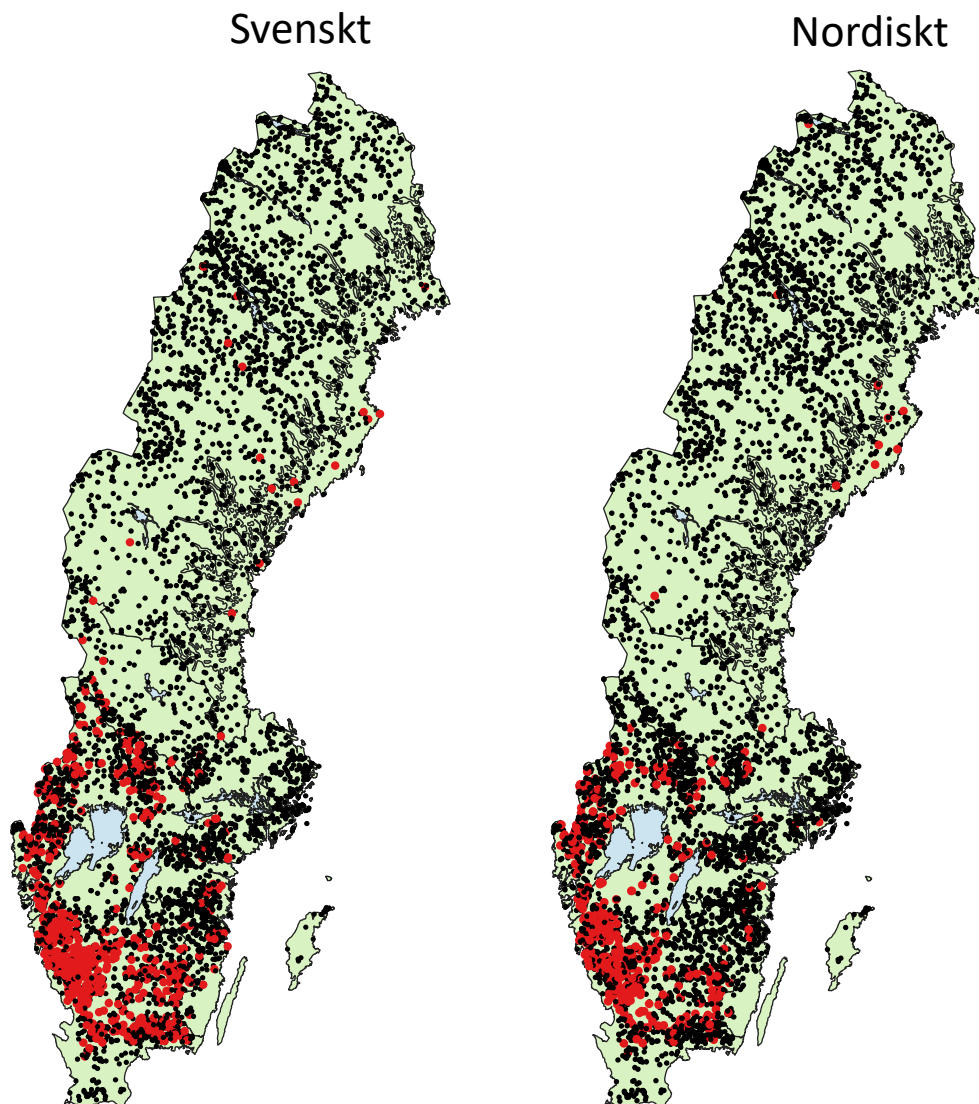
N=5201 Svenska systemet	Nordiska systemet				
	H	G	M	O	D
H	3829	223	14	5	8
G	243	145	61	22	11
M	66	78	96	43	11
O	8	27	63	52	10
D	3	5	38	100	40

Om andelen försurade sjöar fördelas på fyra regioner med avseende på försurningstryck, så blir skillnaden mellan systemen störst i den östra mellersta regionen. Där minskade andelen försurade sjöar från 5,4 till 2,4 % d v s mer än hälften av sjöarna som bedömdes som försurade med det svenska systemet bedöms som icke försurade med den nordiska systemet (Tabell 11). Fördelningen över landet av de försurade sjöarna är annars likartad med de två systemen (Figur 7). De få sjöar i Norrland som klassificeras som försurade är mer samlade längs Västerbottenkusten med det nordiska förslaget jämfört med det svenska systemet, vilket bättre motsvarar svaveldepositionens utbredning. Regionen Norrlands kustland får något större andel försurade sjöar med den nordiska klassificeringen.

Tabell 11. Andel försurade sjöar i fyra regioner i Sverige enligt det nuvarande svenska systemet samt det nya nordiska systemet. I det svenska systemet används här varianten där referensvärdet framtaget med matchning i MAGIC-biblioteket och pH beräknat med en modell som underskattar pH vid låga värden.

Landsdel\system	% försurade sjöar	
	Svensk	Nordisk
Norrlands inland	0,8	0,4
Norrlands kustland	4,6	5,4
Östra och mellersta Sverige	5,4	2,4
Sydvästra Sverige	34	29
Hela Sverige	6,7	5,4

51 av omdrevssjöarna var mycket Ca-fattiga ($\text{Ca} < 0,25 \text{ mg/l}$ ($12,5 \text{ } \mu\text{ekv/l}$)). Alla dessa klassificerades som hög eller god status med både det svenska och det nordiska systemet. Det gick alltså inte att med det här datasetet bedöma hur klassificeringssystemen skiljer sig för extremt Ca-fattiga vatten.



Figur 7. Försurade (röda) och icke försurade (svarta) sjöar i Sverige. 5102 sjöar i omdrevsprogrammet, provtagna 2015-2020. Bedömningarna är gjorda med det nuvarande svenska respektive det nya nordiska systemet. I det nuvarande svenska systemet används här varianten där referensvärdet framtaget med matchning i MAGIC-biblioteket och pH beräknat med en modell som underskattar pH vid låga värden.

5.2.2 Tusen sjöer

Tusen norska slumpvis provtagna sjöar provtogs 2019. Enligt det norska systemet hade 91 % av dessa sjöar hög status och bara 1 % var försurade (Tabell 12). Med det nordiska systemet hade bara 60 % hög status medan 6 % klassificerades som

försurade. Förändringen av ANCo för dessa var relativt stor, 49 – 83 µekv/l, och pH varierade mellan 4,6 och 6,0. Måttlig status eller sämre tycks rimligare än hög status för dessa. Fyra sjöar med hög (H) status enligt det norska systemet fick otillfredsställande (O) status med den nordiska. I dessa var förändringen i ANCo relativt hög (49-76) och uppmätta pH-värden under 6,6. Den sämre klassificeringen med det nordiska systemet är därför rimligare.

Tabell 12. Jämförelse av försurningsstatus enligt det norska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 1000 sjöar i den norska undersökningen Tusen sjöer. De som bytte klassificering tre steg eller mer är markerade med rött.

1000 Norskt	Nordiskt system				
	H	G	M	O	D
H	591	276	35	4	0
G	7	63	9	6	0
M	0	1	2	1	1
O	0	0	0	2	0
D	0	0	0	1	1

Av de tusen sjöarna var 68 mycket kalkfattiga, dvs Ca-halten var < 0,25 mg/l (12,5 µekv/l). Av dessa klassificerades 64 som hög och god status enligt det norska systemet, men bara 25 enligt det nordiska förslaget (Tabell 13). Två sjöar av de som klassificerades som hög status med det norska systemet, fick måttlig status med det nordiska. För dessa hade försurningspåverkan gjort att de gick från ANCo 32 µekv/l till 1 respektive 8 µekv/l samt från pH 5,9 till 5,1 respektive 6,2 till 5,5. Vi bedömer att måttlig status är rimligare för dessa sjöar. En sjö gick från måttlig status enligt det norska systemet till god enligt det nordiska. Den hade bara en förändring av ANCo på 6 µekv/l och en pH förändring på 0,1 enheter. Även i det fallet kan det nordiska förslaget anses vara rimligare.

Tabell 13. Jämförelse av försurningsstatus enligt det norska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 68 sjöar med Ca < 0,25 mg/l i den norska undersökningen Tusen sjöer. De som bytte klassificering två steg eller mer är markerade med rött.

68 Norskt	Nordiskt system				
	H	G	M	O	D
H	24	38	2	0	0
G	1	1	1	0	0
M	0	1	0	0	0
O	0	0	0	0	0
D	0	0	0	0	0

5.2.3 Målvattendragen

Målvattendragen bedömdes med avseende på försurning efter att den ”okalkade” kemin beräknats, d v s hur kemin skulle varit om man inte kalkat. Det nordiska systemet ger att 25 % av målvattendragen skulle vara försurade om de inte kalkades.

Detta kan jämföras med 48 % försurade vattendrag enligt de nuvarande svenska bedömningsgrunderna (HVMFS) (Tabell 14). Det har dock redan visats att de bristfälliga pH-beräkningarna ger en överskattning av försurningsbedömningen. Med en förbättrad pH beräkning (HVMFS rev pH) skulle 33 % av vattendragen, vara försurade enligt det nuvarande svenska kriteriet att pH förändringen är större än 0,4 enheter. Om vi förutom den förbättrade pH-modellen även använder en regressionsmodell istället för matchning (HVMFSregr rev pH) för referensvärdet, så blir andelen försurade målvattendrag 35 %. Den siffran är direkt jämförbar med det nordiska systemet, så att skillnaden bara beror på hur påverkan klassificeras utifrån förändringen i vattenkemi.

Tabell 14. Försurningsklassificering av 1345 målvattendrag inom den svenska kalkningsverksamheten.

Metod	% försurat
HVMFS	48
HVMFS rev pH	33
HVMFS rev pH, regression	35
Nordiskt system	25

När vi jämför klassificeringar med det modifierade svenska systemet och det nordiska är det bara 48 % som får samma klassificering, men de flesta som byter klass gör det bara ett steg (Tabell 15). Den stora andelen som byter klass jämfört med de andra dataseten beror på att en stor andel har sämre klass än hög. I de andra dataseten är försurningspåverkan så liten att många stationer klassificeras som hög status oavsett klassificeringssystem. Bara sex av målvattendragen byter klass 3 steg. De är alla relativt välbuffrade mycket bruna vatten med ANCo mellan 76 och 147 µekv/l samt TOC mellan 13 och 29 mg/l. Sulfathalterna, och därmed försurningspåverkan, är höga rent kemiskt, men ANCo ligger i samtliga fall över gränsen 73 µekv/l, som motsvarar gränsvärdet mellan god och måttlig status för bottenfaunaindexet (Figur 6).

Tabell 15. Jämförelse av försurningsstatus enligt det svenska systemet och det föreslagna nordiska systemet för 1345 kalkade målvattendrag efter korrigering för kalkningspåverkan. Det svenska systemet är en variant med en förbättrad modell för beräkning av pH och referensvärdet beräknat med en regressionsmodell för att underlätta jämförelsen. De som bytte klassificering tre steg eller mer är markerade med rött.

1345 Svenskt system	Nordiskt system				
	H	G	M	O	B
H	311	76	0	0	0
G	223	239	22	0	0
M	56	72	83	0	0
O	4	20	103	2	1
B	0	2	46	71	14

Regionala förändringar i bedömningen av försurningspåverkan

Byte av klassningsmetod för försurning av målvattendragen slår olika i olika län (Tabell 16, Figur 8). För Hallands län (N) och Västra Götalands län (O) blir förändringen liten. I Kalmar (H) och Blekinge län (K) blir förändringen däremot mycket stor. Med det nuvarande systemet klassificeras över hälften av vattendragen som försurade, medan bara ett av de 67 vattendragen klassificeras som försurat med det nordiska förslaget. Delvis beror det på att pH modellen som används i den nuvarande bedömningen (HVMFS) överskattar försurningen, men den största skillnaden beror på att bedömningen görs enligt det nya kriteriet baserat på ANCo i stället för dpH. De 40 vattendragen i Kalmar och Blekinge län som klassificeras som försurade med det svenska systemet har alla relativt höga värden på okalkad ANCo (64 – 234 µekv/l) med alla vattendrag utom ett över det som motsvarar god status i vattendrag för bottenfaunaindexet NAMI (73 µekv/l, Figur 6). De har också höga halter av TOC (12,6 mg/l till 24,5 mg/l) och sulfat (78 µekv/l – 203 µekv/l). Dessa vattendrag är alltså relativt välbuffrade bruna vatten med stor försurningspåverkan. Försurningen kan ha ändrat pH-värdet mer än de 0,4 enheter som indikerar försurning enligt det svenska systemet, men inte så pass mycket att det kan antas ge en negativ effekt på biota.

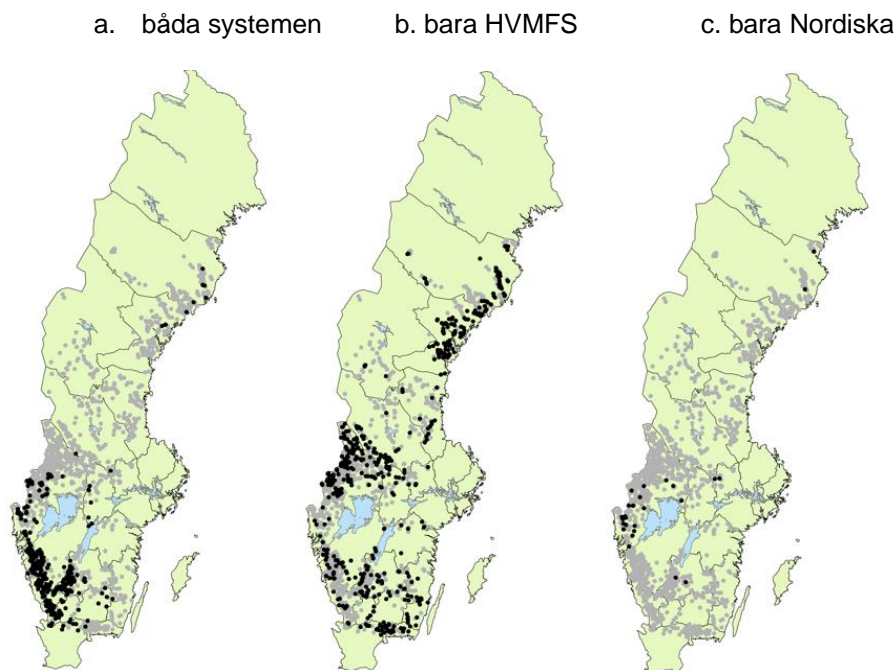
Tabell 16. Antal vattendrag i Målvattendragundersökningen fördelat på län, samt hur många som klassas som försurade med fyra olika bedömningar: HVMFS (Matchning i MAGIC biblioteket och pH beräknat med en äldre pH-modell), HVMFS rev pH regr. (Referensvärde beräknat med regressionsmodell och pH beräknat med förbättrad modell), Nordiskt (Förslaget till nytt nordiskt förslag till bedömning)

Län	Totalt	HVMFS	HVMFS rev pH, regr.	Nordiskt
E	19	5	1	0
F	147	113	93	71
G	37	35	30	17
H	38	20	9	0
K	29	20	21	1
M	19	18	18	9
N	85	77	82	67
O	228	152	167	130
S	314	148	29	30
T	25	14	5	5
U	17	3	2	3
W	99	46	3	1
X	84	15	0	0
Y	18	2	0	0
Z	39	1	0	0
AC	147	35	14	8

Ett annat län med stora förändringar i andelen försurade vatten är Dalarna (W) där antalet vattendrag som klassificeras som försurade minskar från 46 till 1 av totalt 99 vattendrag i undersökningen. Dessa vatten har relativt låga sulfathalter (16 – 53

µekv/l) och även låga värden på okalkad ANCo (21 – 102 µekv/l) samt måttliga halter TOC (9 – 18 mg/l). Dessa vatten är därmed svagt buffrade med låg försurningspåverkan. Den största orsaken till det stora antalet försurade vattendragen med det svenska systemet beror här på den felaktiga pH-modellen, som ger en överskattning av försurningen (Tabell 16. Antal vattendrag i Målvattendragsundersökningen fördelat på län, samt hur många som klassas som försurade med fyra olika bedömningar: HVMFS (Matchning i MAGIC biblioteket och pH beräknat med en äldre pH-modell), HVMFS rev pH regr. (Referensvärde beräknat med regressionsmodell och pH beräknat med förbättrad modell), Nordiskt (Förslaget till nytt nordiskt förslag till bedömning).

Försurade enligt:



Figur 8. Försurningspåverkan i kalkade målvattendrag provtagna 2010-2016 och bedömda med beräknad okalkad kemi. Svarta pricka anger vattendrag bedömda som försurade med a. både HVMFS och det nordiska systemet, b. HVMFS men inte med det nordiska systemet och c. det nordiska systemet men inte med HVMFS.

5.3 Kritisk belastning

Det nordiska förslaget till statusklassificering användes för beräkning av kritisk belastning av surt nedfall för samma dataunderlag som använts i Sveriges senaste rapportering till luftvårdskonventionen, d v s omdrevssjöarna 2015 – 2020. Beräkningarna gjordes på samma sätt och med samma data som i rapporteringen, men med undantaget att de kritiska värdena på ANC, ANC_{limit}, ersattes med ANC

beräknat ur de gränsvärdena för god/måttlig status för ANCo som tagits fram för varje enskild sjö. Även den norska metoden att beräkna ANC_{limit} tillämpades på det svenska dataunderlaget.

Resultaten från den nordiska metoden skiljer sig lite från både den svenska metoden, och den norska metoden (Tabell 17). Den relativt höga andelen överskriden areal jämfört med andel försurade sjöar är något förvånande mot bakgrund av att depositionen minskar och att många försurade sjöar fortfarande återhämtar sig. Delvis beror skillnaden på att viktningen till areal ger andra resultat än viktning till antal sjöar, men till största delen på att skogsbrukets upptag inte tillåter en återhämtning enligt beräkningarna i MAGIC-modellen. Det gör att även en mycket liten deposition ger ett överskridande fast det i stället är skogsbruket som är huvudorsaken till att ANC_{limit} inte uppnås varken med den svenska eller den nordiska metoden. Detta har visats i tidigare utvärderingar. Som alternativ till beräkningen av kritisk belastning av surt nedfall har därför en beräkning av kritisk nivå för skogsbruket föreslagits liksom en indikator för försurning från skogsbruk. Det vetenskapliga underlaget för denna kvantifiering av skogsbrukets försurande inverkan på ytvatten är dock osäkert. Ett kritiskt argument är att skogsbrukets försurning bara sker i de ytligaste marklagren. Med dagens låga sulfatdeposition är halten av mobila anjoner som transporterar surheten från marken till vattnet så låg att det inte är troligt att skogsbruket påverkar ytvattnets surhet i någon större utsträckning. Ett undantag från detta kan vara i sydvästra Sverige där mobila anjoner i stället för sulfat kan utgöras av klorid från havssalt. Det kan också utgöras av nitrat i t ex Halland där skogarna på vissa håll är kvävemättade. En annan invändning är att när halten av baskatjoner i marken minskar i takt med att träden försurar marken kommer upptaget av baskatjoner och därmed försurningspåverkan att minska. Den pågående vetenskapliga diskussionen om i vilken grad skogsbruket kan verka försurande på ytvatten visar på vikten av fortsatta mätningar och forskningsinsatser för att kunna ta fram relevanta kriterier för begränsning av skogsbruket i försurade områden. Särskilt viktigt är det då klimatförändringen antas kunna påverka skogsbrukets försurning olika riktningar.

Tabell 17. Andel areal i Sverige med överskriden kritisk belastning för försurning beräknad med tre alternativa metoder för ANC_{limit} . Dataunderlaget är Omdrevssjöar 2015-2020.

ANC_{limit}	Andel överskriden areal (%)
Svenskt	6,1
Norskt	5,3
Nordiskt	6,4

5.4 Konsekvenser för kalkningsverksamheten

Enligt riktlinjerna för kalkningsverksamheten ska bara vatten som är antropogent försurade kalkas. Med de nu gällande svenska bedömningsgrunderna för försurning skulle kalkningen bara omfatta ca hälften av de sjöar och vattendrag som idag är uppsatta som målsjöar och målvattendrag. Med det nya förslaget till bedömningsgrunder skulle antalet kalkade sjöar och vattendrag ytterligare halveras. Detta skulle frigöra resurser för andra miljövårdsåtgärder. Osäkerheterna i beräkningen av okalkad kemi gör dock att det finns risk att man av misstag slutar kalka i försurade vatten. Det kan därför vara nödvändigt att följa upp vattenkvaliteten efter att kalkningen avslutas, både biologiskt och vattenkemiskt, för att avgöra om den bedömning som gjordes när vattnet kalkades fortfarande är giltig när kalkeffekten har klingat av. Vid behov kan det vara nödvändigt att återuppta kalkningen. Erfarenheter från avslutad kalkning i sjöar i Norge och Sverige visar att det kan ta upp till 10 år innan effekten av kalkningen klingat av och man har inte noterat några snabba förändringen av biologin efter kalkavslut. Man har alltså gott om tid att ompröva en avslutad kalkning i en sjö, om den visade sig vara ogrundad. För vattendrag är det sämre med underlag vilket kräver noggrannare uppföljning, åtminstone tills man skaffat sig bättre erfarenheter av kalkavslut i vattendrag med olika kalkningsstrategier. En del av de medel som frigörs vid en minskad kalkning bör då användas för uppföljning och riktade studier av kalkavslut i vattendrag. Vi rekommenderar att myndigheternas rekommendationer för kalkningsverksamheten utvecklas för att ge stöd vid kalkavslut.

6. Behov av expertbedömning och utveckling av metodik för sådan

Bedömningsgrunder för försurningspåverkan utifrån vattenkemin är framtagna med syfte att kunna tillämpas på alla försurningskänsliga vatten och med ett begränsat dataunderlag. Det bygger på generella samband med huvudsyfte att avgöra om ett vatten är antropogent försurat eller inte. Det är därför nödvändigt att ha ett kritiskt förhållningssätt till bedömningen av enskilda vatten och bedöma om resultaten är rimliga och relevanta genom att vid behov komplettera bedömningen med en expertbedömning. Nedan följer några exempel på när en bedömning kan behöva ändras eller kompletteras.

Ej representativt dataunderlag. Bedömningen ska göras på ett medelvärde av vattenkemi som representerar hela året och helst ha data från flera år. Kalkningsverksamhetens provtagning som enbart inriktar sig på högflödesprover är tex inte relevant om den inte kompletteras med fler prover från andra förhållanden. Försurningen kan underskattas om data kommer från en period med torra förhållanden och lägre flöden än normalt, och bedömningen kan behöva kompletteras med äldre data om sådana finns eller kompletteras med ny provtagning. Efter en period av svår torka, när flödet ökar, är det vanligt med höga toppar av både sulfat och baskatjoner, som ibland ger en surstöt. Sådana prover kan vara lämpliga att utesluta för att få en korrekt bedömning av försurningspåverkan.

Naturligt höga sulfathalter ger en överskattning av försurningspåverkan. I de MAGIC-modelleringar som ligger till grund för beräkning av referensvärdena antogs jämvikt av sulfat mellan deposition och avrinning. En förhöjd sulfathalt orsakad av lokala geologiska källor kommer att ge för höga referensvärden och därmed för stor försurningspåverkan. Mest påtagligt gäller det så kallade svartmockajordar och andra postglaciala sediment, men det kan även förekomma i mindre omfattning från lokala förekomster av svavelhaltiga mineraler i berggrunden. Om ett vatten i en region med lågt försurningstryck klassificeras som försurat, så kan det vara lämpligt att se om sulfathalten är högre än i liknande vatten i regionen och i så fall undersöka orsaken till det.

Försurningsbedömningen motsägs av historiska biologiska data. Det innebär t ex att det finns dokumenterad historisk förekomst av organismer som normalt inte kan förekomma vid så sura förhållanden som det beräknade referensvärdet ger. Då kanske det finns brister i det vattenkemiska underlaget för försurningsbedömning, och i så fall bör underlaget kompletteras med nya mätningar. Eventuellt finns det andra orsaker än försurning till att en organism har försvunnit, och olika källor till osäkerhet behöver vägas mot varandra innan en expertbedömning.

Osäkerheten är särskilt stor vid försurningsbedömning i kalkade vatten, där bedömningen görs på den beräknade okalkade kemin. Det är då särskilt viktigt att göra en expertbedömning, där andra data och det regionala försurningsläget tas med i bedömningen. Bland annat kan referensvärdet för Ca/Mg som använts behöva granskas. Det kan också vara motiverat att följa upp tillståndet efter att kalkningen avslutats.

De ovan nämnda exemplen på när en klassning enligt bedömningsgrunderna kan behöva kompletteras med en expertbedömning visar på vikten av att ta fram vetenskapligt grundade riktlinjer för hur en sådan ska göras. Det ska då framgå vilka data som kan användas och i vilka fall det är motiverat att ändra en bedömning med bedömningsgrunderna. Det ska även framgå att det är just antropogen försurning och inte naturlig som avses. Sådana riktlinjer bör tas fram av en expertgrupp, t.ex. IKEU-gruppen och handläggare med erfarenhet av försurningsbedömningar. Riktlinjerna bör utgå från konkreta fall där bedömningsgrunderna gett resultat som upplevs som orimliga.

7. Diskussion

Förslaget till en gemensam nordisk klassificering av försurning hamnar i genomsnitt någonstans mellan de nuvarande norska och svenska klassificeringssystemen men närmare den senare. Att det nordiska systemet är känsligare än det norska beror till stora delar på att det norska systemet baserar sig på öring som indikatorart. Det nordiska systemet, liksom det svenska, baserar sig på effekter på bottenfauna, vilket omfattar olika organismtyper med olika grad av känslighet för surhet. Att det nordiska systemet är mindre känsligt jämfört med det svenska beror delvis på att kriteriet med en fast pH-förändring oavsett buffertintervall gör att en del vatten med det svenska systemet klassas som försurade trots att pH är över 6 för sjöar och 6,3 för vattendrag och ANCo över det värde som motsvarar god status för bottenfauna.

Det norska klassificeringssystemet baserar sig på fasta kemiska gränsvärden för 16 typer utifrån färg och alkalinitet. Det nordiska systemet tar fram objektspecifika gränsvärden för varje vattenförekomst. Därmed undviks problem med vattenförekomster som ligger på gränsen mellan två typer, där klassificeringen annars påverkas av att små förändringar i vattenkemin gör att typen ändras.

Jämfört med det svenska systemet innebär det nordiska en förbättring. Genom bytet av indikator, från pH till ANCo, elimineras den osäkerhet som modelleringen av pH innebär. De nordiska klassgränserna, liksom de norska, baserar sig på klassificeringen utifrån biologiska kvalitetsfaktorer, vilket är mer i enlighet med rekommendationerna från ECOSTAT hur klassificering av fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer ska göras. Det innebär en förbättring jämfört med de nuvarande svenska bedömningsgrunderna där klassgränserna valdes genom en expertbedömning.

Ytterligare en förbättring med det gemensamma nordiska systemet består i att klassificeringen, om den tillämpas i flera länder, blir enhetlig mellan länderna. Genom att även sätta gränsvärdet för ANC i beräkningen av kritisk belastning, ANC_{limit} , baserat på gränsvärdet mellan god och måttlig status enligt det nordiska systemet, blir rapporteringen enhetlig och konsekvent både till EU:s ramdirektiv för vatten och till luftvårdskonventionen (UN-ECE LRTAP).

Klassificeringen av försurning baserar sig på ett nyutvecklat nordiskt multimetriskt surhetsindex för bottenfauna, NAMI. Det finns fortfarande möjligheter till förbättring av indexet, framför allt i definitionen av referensvärdet. Ett pågående nordiskt samarbete avser att ta fram prediktiva modeller för bottenfaunasamhällen i opåverkade lokaler utifrån omgivningsfaktorer. Det ger då möjligheter att säkrare fastställa vad referensvärdet är för NAMI. När det är gjort ska klassgränserna jämföras med de interkalibrerade indexen som tagits fram inom ramen för EU:s implementeringsstrategi för ramdirektivet för vatten. Klassgränserna i förslaget till gemensam nordisk försurningsklassificering kan därmed komma att justeras. Jämförelserna med MILA2018 på datasetet från södra Sverige visade på att det kan finnas potential att utveckla regionaliserade varianter av NAMI som kan ge bättre samband med vattenkemin på begränsade dataset.

I den svenska miljöövervakningen har provtagning av kiselalger i vattendrag blivit allt mer förekommande. Det finns ett surhetsindex utvecklat (ACID) med mycket bra samband med pH, men det saknas klassgränser för ekologisk status för indexet. Det används därför mest som komplettering till vattenkemisk provtagning eftersom det integrerar surhetstillståndet under en längre tid. Om det finns ett samband mellan ACID och ANCo, så skulle klassgränser för ACID varje vattendrag kunna beräknas baserat på den vattenkemiska klassificeringen. Vi föreslår en sådan utredning av om kiselalger i vattendrag skulle kunna användas för statusklassificering.

En nackdel med det nya systemet är att indikatorn ANCo inte är lika allmänt känd som pH som används i de nuvarande bedömningsgrunderna. Ett webbverktyg har utvecklats för att göra försurningsbedömningarna och för att underlätta kommunikationen med allmänheten. Där kompletteras bedömningen med uppskattningar av de pH-värden som motsvarar referensvärdet och G/M-gränsen för ANCo. För att undvika att dessa beräknade pH-värden övertolkas, kan det vara motiverat att ange dessa pH-värden som intervall.

I de flesta fall där det var stora skillnader mellan det nordiska systemet och de nationella, verkade det nordiska ge rimligare bedömningar. Ett undantag är de extremt bruna och jonsvaga sjöarna i det svenska omdrevsprogrammet med pH_{ref} under 5 och som klassificerade som dålig status trots en måttlig påverkan. Så låga referensvärden förekom inte i underlaget till bedömningsgrunderna. Eftersom dessa sjöar i de flesta fall var mycket små (storleksklass E) och därmed inte vattenförekomster, så föreslår vi att bedömningarna förses med en flaggning om indata ligger utanför kalibreringsdatasetet och att bedömningen därmed ska användas med försiktighet. Det är bättre än att ytterligare öka komplexiteten i klassificeringssystemet.

Liksom alla system för klassificering av ekologisk status, både för biologiska och fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer, har det föreslagna nordiska systemet för klassificering av förorening tagits fram för att med ett begränsat dataunderlag avgöra hur påverkat en vattenförekomst är av mänsklig påverkan. Givet den stora naturliga variationen och ekosystemens komplexitet innebär det alltid stora osäkerheter. När klassificeringssystemet tillämpas kommer sannolikt exempel på orimliga klassificeringsresultat att upptäckas. Det är viktigt att sådana fall dokumenteras. Klassificeringssystemet kan då kompletteras med vägledningsdokument som visar i vilka fall det är motiverat med en expertbedömning som avviker från den ursprungliga klassificeringen, vilket underlagsmaterial som krävs för en expertbedömning och hur det ska tolkas.

8. Litteratur

Nedan följer en förteckning av den litteratur som förslaget baserar sig på. För mer detaljerade litteraturhänvisningar hänvisas till dessa.

Förslaget till en gemensam klassificering av försurning bygger främst på följande rapport där:

Fölster, J., Ø. A. Garmo, P. Carlson, R. Johnson, G. Velle, K. Austnes, S. Hallstan, K. Holmgren, A. K. Schartau, F. Moldan and J. Aroviita (2021). "Acidified or not? A comparison of Nordic systems for classification of physicochemical acidification status and suggestions towards a harmonised system. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2021:1. <https://pub.epsilon.slu.se/id/document/20364053>

Utvecklingen av det nordiska surhetsindexet för bottenfauna NAMI beskrivs i artikeln:

*Carlson, P. E., R. K. Johnson, J. Aroviita, G. Velle and J. Fölster (2023). "Assessing acidity impacts in Nordic lakes and streams: Development of a macroinvertebrate-based multimetric index to quantify degradation and recovery." *Ecological Indicators* 155: 111028.*

De nuvarande nationella klassificeringssystemen för försurning finns i följande dokument:

Direktoratsgrupp for gjennomføringen av vannforskriften, 2018. Veileder 2:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver..

HaV, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. 2019:25.

Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen, T., 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokit- teluun vuosille 2012–2013 – päivitettyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen (SYKE-report No. 7). SYKE.

Begreppet kritisk belastning och hur det beräknas i olika länder finns beskrivet i boken:

de Vries, W., J.-P. Hetterlingh and H. A. Posch, Eds. (2015). Critical Loads and Dynamic Risk Assessments. Nitrogen, Acidity and Metals in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Environmental Pollution, Springer Dordrecht.

MAGIC-modellen beskrivs på IVL:s websida med MAGIC-biblioteket. Där finns också referenser till vetenskapliga artiklar om modellen.

<https://magicbiblioteket.ivl.se/>

Betydelsen av systematiska fel i MAGIC för försurningsbedömningar behandlas bl a i Stadmark et al. (2017), Fölster et al. (2020) och Moldan et al. (2022), Erlandsson et al. 2008, Gustafsson et al. 2018.

Stadmark, J., F. Moldan and S. Jutterström (2017). DOC-förändringar och MAGIC. Rapportnummer C 255. ISBN 978-91-88319-79-1.

Moldan, F., S. Jutterström, J. Stadmark, K. Holmgren and J. Fölster (2022). Bedömningsgrunder försurning - tester av MAGIC- biblioteket. Rapportnummer C695. ISBN 978-91-7883-406-8, IVL i samarbete med SLU.

Erlandsson, M., K. Bishop, J. Fölster, M. Guhren, T. Korsman, V. Kronnas and F. Moldan (2008). "A comparison of MAGIC and paleolimnological predictions of preindustrial pH for 55 Swedish lakes." Environmental Science & Technology 42(1): 43-48.

Gustafsson, J. P., S. Belyazid, E. McGivney and S. Löfgren (2018). "Aluminium and base cation chemistry in dynamic acidification models – need for a reappraisal?" SOIL 4(4): 237-250.

Samt i Fölster m fl (2020) nedan.

Betydelsen av episodförsurning under vårfloden beskrivs t ex:

Laudon, H. and K. Bishop (2002). "The rapid and extensive recovery from episodic acidification in northern Sweden due to declines in SO₄²⁻ deposition." Geophysical Research Letters 29(12).

Laudon, H. and L. Lindquist (2002). Episodförsurning i Norrbotten: Återhämtning och framtidsutsikter. Länsstyrelsen i Norrbottens län. Rapportserie. Rapport 2/2002. Umeå, Länsstyrelsen i Norrbotten.

Den vetenskapliga diskussionen om skogsbrukets försurning och kopplingen till kritisk belastning kan följas i följande vetenskapliga artiklar:

Akselsson, C. and S. Belyazid (2018). "Critical biomass harvesting – Applying a new concept for Swedish forest soils." Forest Ecology and Management 409: 67-73.

Moldan, F., J. Stadmark, J. Fölster, S. Jutterström, M. N. Futter, B. J. Cosby and R. F. Wright (2017). "Consequences of intensive forest harvesting on the recovery of Swedish lakes from acidification and on critical load exceedances." *Science of The Total Environment* 603(Supplement C): 562-569.

Löfgren, S., J. Stendahl and E. Karlton (2021). "Critical biomass harvesting indicator for whole-tree extraction does not reflect the sensitivity of Swedish forest soils." *Ecological Indicators* 132: 108310.

Undersökningen av de svenska kalkade målvattendragen redovisas i:

Fölster, J., K. Wallman and F. Moldan (2020). *Målvattendragsundersökningen 2010-2016. Bedömning av surhet och försurning i kalkade vattendrag. Havs och vattenmyndigheten Rapport 2020:29. ISBN 978-91-88727-93-0*

Effekterna på kemi och biologi vid kalkavslut redovisas i följande svenska och norska rapporter:

Drakare, Stina , Karin Eklöf, Kerstin Holmgren, Joacim Näslund, Leonard Sandin, Serena Donadi, Cecilia Andrén, Marcus Sundbom. "Hur påverkas ekosystemen när man slutar kalka sjöar och rinnande vatten?" IKEU - fokusprojekt 2017. In prep.

Garmo, Ø. A., S. I. Johnsen, J. G. Dokk, T. Holter, J. Håll, J. E. Løvik and K. Olstad (2019). *Vannkjemisk utvikling og biologisk tilstand etter kalkslutt i innsjøer i Hedmark. Rapport fra overvåkning i perioden 2015-2018. NIVA Rapport 7400-2019.*

Hindar, A. and L. B. Skancke (2015). "Vannkjemisk utvikling i innsjøer i Buskerud, Telemark og Aust-Agder de 9-12 første årene etter avsluttet kalking. NIVA RAPPORT L.NR. 6874-2015. ISBN 978-82-577-6609-2."

Utvärderingen av pH-modellen redovisas i kapitel 6.3 i:

Fölster, J., F. Djodjic, B. Huser, B. Moldan and L. Sonesten (2018). *Bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer i sjöar och vattendrag. Förslag till revidering av föreskrift HVMFS 2013:19. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2018:10.*

Rekommenderade metoder för att sätta klassgränser för god ekologisk status för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer redovisas i:

Kelly, M., H. Teixeira, A. Lyche Solheim, G. Free, G. Phillips, M. Salas Herrero, A. Kolada, G. Varbiro and S. Poikane (2024). "Physico-chemical criteria to support Good Ecological Status in Europe."

Bilaga 1. Beräkning av okalkad kemi.

Nedanstående beskrivning av beräkningen av okalkad kemi är delvis hämtad från utvärderingsrapporten för Målvattendragundersökningen (Fölster m.fl. 2020).

Beräkning av okalkad kemi

För att beräkna den okalkade kemin, dvs. den kemi som skulle ha uppmätts om man inte kalkat, antog vi att kalkningen tillförde kalcium (Ca) med en ekvivalent mängd alkalinitet. Den okalkade Ca-halten beräknades ur den uppmätta halten av magnesium (Mg) och ett referensvärde för kvoten mellan Ca och Mg enligt ekvation B1.

$$Ca_{okalk} = Mg \times \left(\frac{Ca}{Mg} \right)_{ref} \quad \text{Ekv. B1}$$

ANCO_{okalk} beräknades sedan enligt ekvation B2.

$$ANCO_{okalk} = (Ca_{okalk} + Mg + Na + K) - (SO_4 + Cl + NO_3 + 3,4 * TOC) \quad \text{Ekv. B2}$$

med alla enheter i $\mu\text{ekv/l}$ förutom TOC som är i enheten mg/l.

De flesta kalkningsmedlen innehåller förutom Ca även varierande mängder Mg. För de flesta kalkningsmedel är Mg halten låg och det har visat sig att Mg är betydligt mer svårslutigt än Ca och att man därför kan bortse från det. Störst andel Mg, cirka 50 %, innehåller dolomitkalk, som använts i några län, framför allt i Västernorrland. Om dolomitkalk använts kan den okalkade kemin inte beräknas. Försurningspåverkan får då bedömas utifrån regionala data med deposition och försurningspåverkan i okalkade vatten.

Referensvärden för Ca/Mg

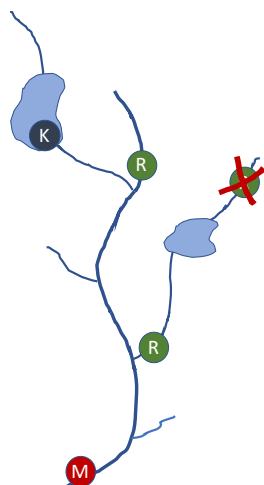
Referensvärdet för Ca/Mg, baserat på halterna och uttryckt med enheten $\mu\text{ekv/l}$, beräknades ur närliggande okalkade referenssjöar och vattendrag från målsjöundersökningen och målvattendragundersökningen. Referenser som bedömdes påverkade av kalkmineraler i avrinningsområdet togs bort enligt följande kriterier:

- skillnad mellan högsta och lägsta värde för $\text{Ca/Mg} > 1$
- $\text{Ca/Mg} > 3$ samtidigt som $\text{pH} > 6,2$

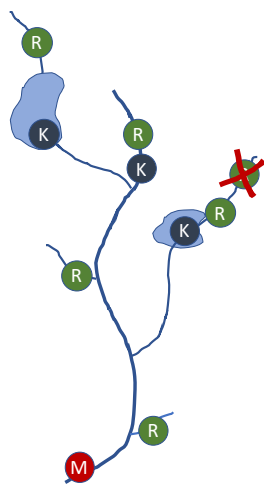
Godkända referenser och deras Ca/Mg -kvoter samlades i en tabell som användes för att beräkna $(\text{Ca/Mg})_{\text{ref}}$. Beräkningen av $(\text{Ca/Mg})_{\text{ref}}$ gjordes med olika metoder beroende på kvaliteten hos tillgängliga referenser (Tabell B1, Figur B1). Även standardavvikelsen för $(\text{Ca/Mg})_{\text{ref}}$ beräknades.

Tabell B1. Översikt över de fem metoderna för beräkning av $(\text{Ca/Mg})_{\text{ref}}$ och standardavvikelse (Stdv) för kvoten för beräkning av okalkad kemi. Metoderna 1-4 illustreras även i Figur B1.

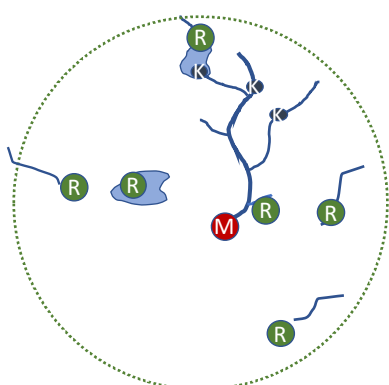
Kriterier	Förutsättning	$(\text{Ca/Mg})_{\text{ref}}$	Stdv $(\text{Ca/Mg})_{\text{ref}}$	Antal målvattendrag
1	Referenser uppströms kalkningen vars avrinningsområden tillsammans utgör mer än 20 % av avrinningsområdet. Referenser som ligger uppströms andra referenser tas inte med.	Arealviktat medelvärde av uppströms referenser	0,3 Litteraturvärde: (Fölster m.fl. 2011)	205
2	Minst fem referenser uppströms kalkningen vars avrinningsområden tillsammans utgör mindre än 20 % av avrinningsområdet. Referenser som ligger uppströms andra referenser tas inte med.	Medelvärde av uppströms referenser	Stdv. av referenserna inom avrinningsområdet	67
3	Kriterierna 1 och 2 uppfylls inte. Det finns fem eller fler referenser inom 20 km radie från provplatsen.	Medelvärde av referenser inom 20 km radie	Stdv. av referenserna inom 20 km radie	1 120
4	Kriterierna 1, 2 och 3 uppfylls inte. Det finns en till fyra referenser inom 20 km radie från provplatsen.	Medelvärde av referenser inom 20 km	Stdv. av alla referenser i referensbiblioteket	72
5	Inget av ovanstående kriterier uppfylls.	Stdv. av alla referenser i referensbiblioteket	Stdv. av alla referenser i referensbiblioteket	3



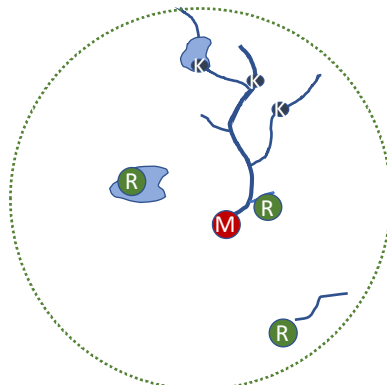
Metod 1. Referenser uppströms kalkning, vars avrinningsområden tillsammans utgör **mer** än 20 % av målvattendragets avrinningsområde.



Metod 2. Minst fem referenser uppströms kalkning, vars avrinningsområden tillsammans utgör **mindre** än 20 % av målvattendragets avrinningsområde.



Metod 3. Minst fem referenser inom 20 km radie från provpunkten i målvattendraget.



Metod 4. Mellan en och fyra referenser inom 20 km radie från provpunkten i målvattendraget.

Figur B1. Alternativa metoder för att beräkna förväntat värde och standardavvikelse för (Ca/Mg)_{ref} för kalkade vattendrag. Röd symbol (M) avser målvattendrag. Blå symbol (K) avser kalkning. Grön symbol (R) avser referensvattendrag. Överkryssad referenspunkt avser en referens som ligger uppströms en annan referens och därför tas bort.

Referenser

Erlandsson, M., K. Bishop, J. Fölster, M. Guhren, T. Korsman, V. Kronnas and F. Moldan (2008). "A comparison of MAGIC and paleolimnological predictions of preindustrial pH for 55 Swedish lakes." *Environmental Science & Technology* 42(1): 43-48.

Fölster, J., F. Moldan and J. Stadmark (2011). *Målsjöundersökningen 2007–2008*. Naturvårdsverket. Rapport 6412.

Fölster, J., K. Wallman and F. Moldan (2020). *Målvattendragsundersökningen 2010-2016. Bedömning av surhet och försurning i kalkade vattendrag*. Havs och vattenmyndigheten Rapport 2020:29. ISBN 978-91-88727-93-0

Köhler, S. (2014). pH beräkningar för ytvatten -slumpvisa och systematiska fel av olika pH modeller. Inst. för vatten och miljö, SLU. Rapport 2014:14.

Sobek, S., G. Algesten, A.-K. Bergström, M. Jansson and L. J. Tranvik (2003). "The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes." *Global Change Biology* 9(4): 630-641.

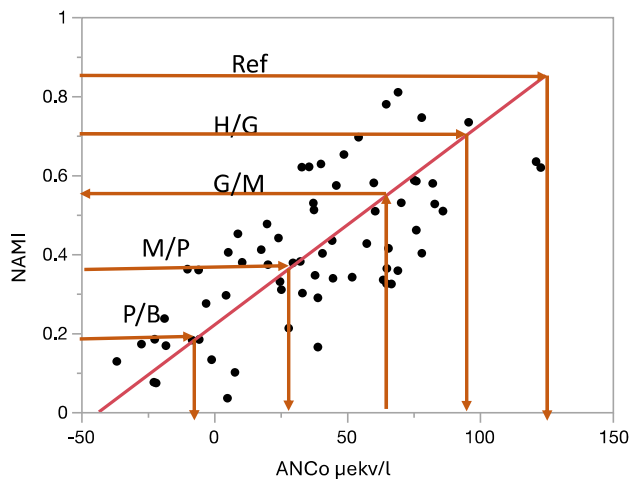
Wallin, M. B., T. Grabs, I. Buffam, H. Laudon, A. Ågren, M. G. Öquist and K. Bishop (2013). "Evasion of CO₂ from streams – The dominant component of the carbon export through the aquatic conduit in a boreal landscape." *Global Change Biology* 19(3): 785-797.

Bilaga 2. Klassgränser för försurningspåverkan

Nedan följer en detaljerad beskrivning av hur klassgränserna för försurningspåverkan sattes som underlag till kapitel 2 och 4.2 i huvudrapporten.

Naturligt neutrala sjöar och vattendrag

För naturligt neutrala vatten kan klassgränserna för ANCo sättas direkt från gränserna för NAMI utifrån det linjära sambandet. Genom att använda ortogonal regression kan värden på x variabeln predikteras från y-värden lika väl som y-värden kan predikteras från x-värden. Först sattes gränsen mellan god och måttlig status (G/M) för ANCo utifrån analysen med Gradient Forest som beskrivs i figur 6 kapitel 4.3.1. Därefter sattes G/M gränsen för NAMI enligt regressionssambandet med ANCo (Figur B2). Referensvärden och övriga klassgränser för NAMI sattes som jämna avstånd mellan G/M gränsen samt högsta och lägsta värdet som NAMI kunde anta. Slutligen sattes motsvarande klassgränser för ANCo utifrån regressionssambandet.

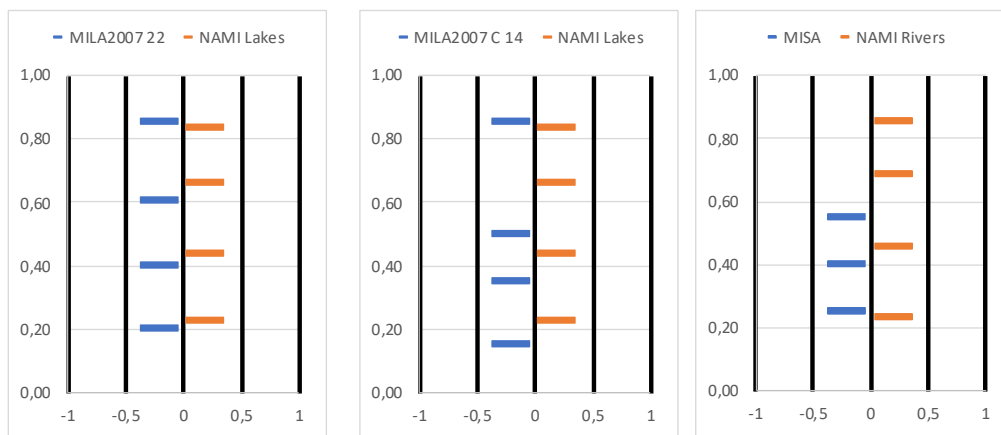


Figur B2. Samband mellan försurningsindexet NAMI och ANCo i sjöar och vattendrag för sura referenser med gränser för statusklassificering av NAMI och ANCo markerade.

Tabell B2. Klassgränser för försurningsbedömning ANCo i sjöar och vattendrag för vatten med nära neutrala referensvärden.

	ANCo $\mu\text{ekv/l}$	
	Sjöar	Vattendrag
Referensvärde	> 125	> 127
H/G	96	100
G/M	67	73
M/O	30	34
O/D	-7	-5

Referensvärdet för biologiska indikatorer sätts normalt som ett centralvärde för observationer som valts ut med ett referensfilter (Johnson, m. fl., 2013). I vårt underlag saknade vi ett bra underlag för att välja ut referenser så vi valde i stället metoden med jämna avstånd. Referensvärdet har främst betydelse i de följande avsnitten där klassgränser sätts för naturligt sura vatten baserat på ekologiska kvoter (EK) som är kvoten mellan och aktuellt värde och referensvärde. En jämförelse av EK värden för NAMI och de svenska interkalibrerade indexen MILA och MISA visar att klassgränserna som vi satt för NAMI generellt ger striktare bedömningar (högre EK-värden) jämfört med de interkalibrerade klassgränserna för MILA och MISA (Figur B3). Endast för H/G gränsen var NAMI obetydligt mindre strikt. Det innebär att klassificeringen av naturligt sura vatten utifrån EK-värden baserade på NAMI som beskrivs nedan, oftast indikerar en större försurningspåverkan jämfört med om ett motsvarande system baserades på de interkalibrerade indexen MILA eller MISA.



Figur B3. Jämförelse av klassgränser för ekologisk kvot för bottenfaunaindexen MILA (två regioner) och MISA med NAMI.

Naturligt sura sjöar och vattendrag

För naturligt sura vatten är referensvärdet för ANCo lägre än det som motsvarar referensvärdet för NAMI. Om det är under klassgränsen mellan god och måttlig status, så uppnådde vattnet inte god status ens under förindustriell tid med de fasta klassgränserna i (Tabell B2). Organismsamhället begränsas därmed naturligt av surhetstillståndet i dessa vatten. För vatten där referenstillståndet ligger mellan referensvärdena och G/M-gränsen i Tabell 4 skulle det räcka med en mycket liten grad av antropogen försurning för att G/M-gränsen ska passeras vilket skulle ge ett orimligt känsligt system. Vi löste det genom att tillåta samma relativa förändring av ANCo från referensvärdet ner till varje klassgräns som i Tabell B2 Tabell B2 och därmed klassa försurning med en ekologisk kvot (EK). Eftersom ANCo kan anta negativa värden, adderade vi 100 $\mu\text{ekv/l}$ för både det uppmätta värdet och referensvärdet före beräkningen av kvoten för att undvika negativa värden på kvoten (ekvation B4).

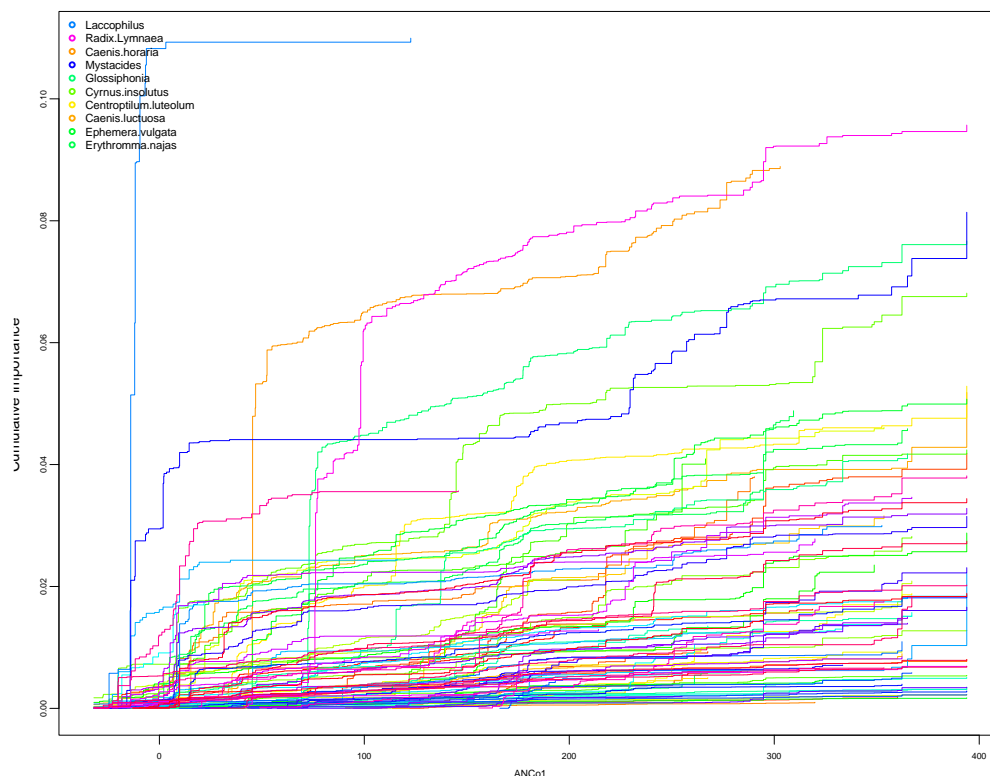
$$EQR_{ANCo\ 100} = \frac{ANCo_t + 100}{ANCo_{ref} + 100} \quad (\text{ekv. B4})$$

Genom att sätta in värden i tabell B2 i ekvation B4, erhöles klassgränserna för mindre sura vatten (Tabell B3).

Mycket sura sjöar och vattendrag

NAMI, liksom de flesta biologiska indexen, är framtagna så att de ger linjära samband med påverkansfaktorn. Känsligheten hos organismsamhället för försurning är dock inte linjärt utan är högre i det surare intervallet vilket visas i dataanalysen med *gradient forest*. Det är därför motiverat att ha högre (strängare) klassgränser för EK i det suraste intervallet. Som underlag för dessa klassgränser använde vi resultaten från den statistiska analysen med *gradient forest* för hela organismsamhället. Den övre gränsen för det surare känsligare intervallet satte vi till toppen i *split density* ploten (Figur 5) i huvudrapporten), d v s samma värde som för G/M gränsen för naturligt neutrala vatten. När det nutida värdet på ANCo (ANCo_t) är lägre än det gränsvärdet ska en känsligare klassificering tillämpas. Försurningen har då sänkt ANCo från referensvärdet en bit in i områden med hög känslighet som egentligen börjar i högra delen av toppen.

För att sätta klassgränserna för EQR för denna känsliga region använde vi en indikator från Gradient Forest-analysen som heter *Cumulative importance*. En brant lutning i kurvan för en art visar vid vilket värde på ANCo som den arten blir ovanligare (Figur B4).



Figur B4. Bottenfauna i sjöar. Cumulative importance för enskilda arter från analys med Gradient forest.

Den kumulativa betydelsen för de enskilda arterna kan kombineras till en *Overall cumulative importance* (OCI). OCI kan ses som ett indirekt mått på biodiversiteten. Klassgränserna för ANCo i Tabell B2 översattes till värden på OCI med hjälp av plotten av OCI mot ANCo (Figur B5). Nya klassgränser för EK-värden av ANCo beräknades sedan genom att använda det linjära sambandet mellan OCI och ANCo inom det känsliga intervallet (Figur B6). Den brantare lutning i det mycket sura, känsligare intervallet ger högre värden på klassgränserna för EK och därmed striktare bedömningar. Som exempel beräknas klassgränsen mellan god och måttlig status för mycket sura sjöar enligt följande:

OCI-värdet som motsvarar $ANCo_{ref}$ enligt Figur B5 = 0,00793

OCI-värdet som motsvarar $ANCo_{G/M}$ enligt Figur B5 = 0,00579

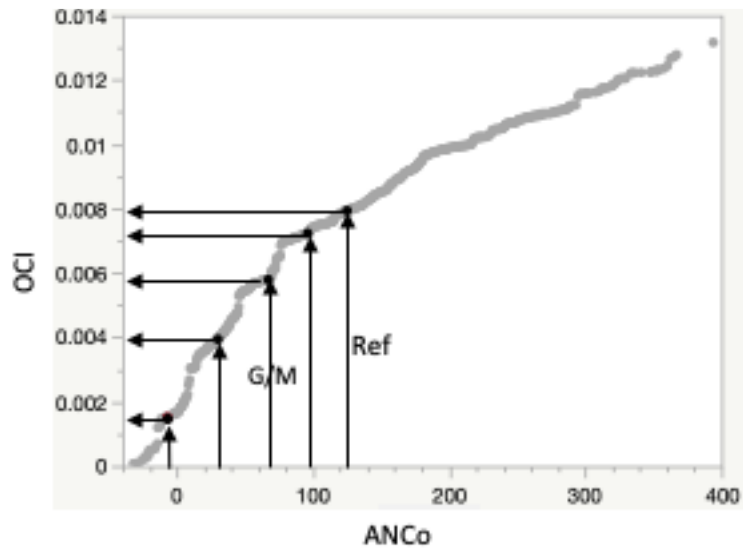
Lutningen mellan OCI och ANCo i det mycket sura intervallet = 0,00006253 (Figur B6)

$ANCo_{G/M}$ beräknat ut $ANCo_{ref}$ och lutningen mellan OCI och ANCo i det mycket sura intervallet är:

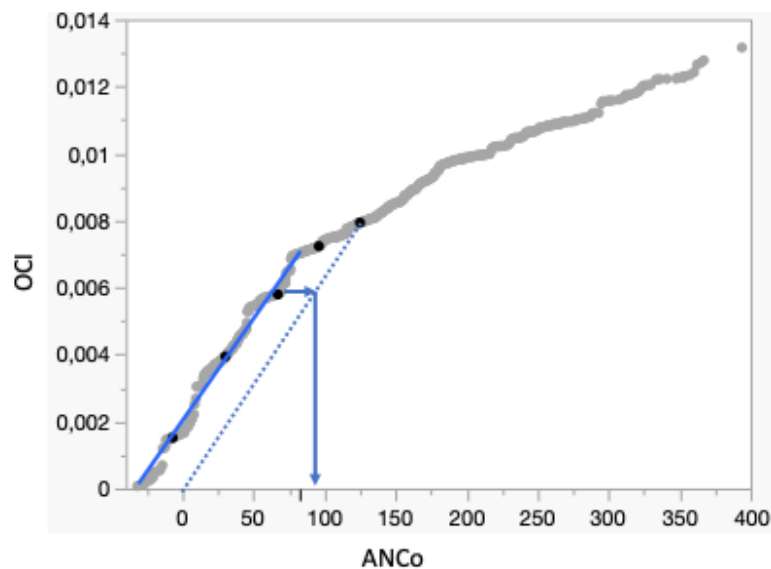
$$ANCo_{G/M, \text{mycket sur}} = 125 - (0,00793 - 0,00579) / 0,00006253 = 91$$

Den motsvarande ekologiska kvoten blir då

$$EQR_{G/M \text{ ANCo } 100, \text{ mycket sur}} = (91 + 100) / (125 + 100) = 0,85 \text{ (Tabell B3)}$$



Figur B5. Bottenfauna i sjöar. Overall cumulative importance (OCI) för alla arter i en analys med Gradient forest mot ANCo ($\mu\text{ekv/l}$). Pilarna visar hur klassgränser för ANCo överförs till värden på OCI..



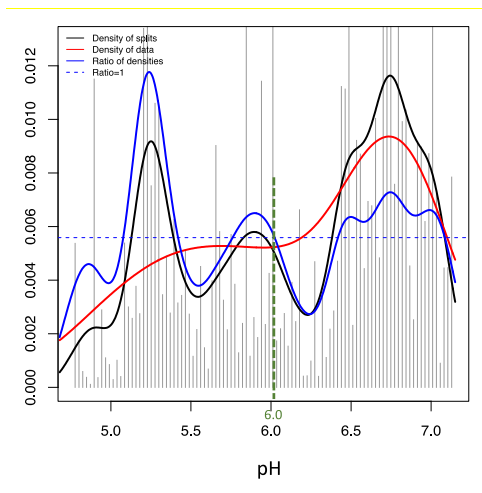
Figur B6. Bottenfauna i sjöar. Overall cumulative importance (OCI) för alla arter i en analys med Gradient forest mot ANCo. Lutningen i det brantare, känsligare intervallet används för att beräkna striktare klassgränser för EK värden för ANCo ($\mu\text{ekv/l}$).

Tabell B3. Klassgränser för försurning i naturligt sura sjöar och vattendrag. Olika skalor för ekologisk kvot används beroende på ANC_t (μekv/l). För att beräkna den ekologiska kvoten adderas först 100 μekv/l till ANC_t och ANC_{ref} (ekv. B4).

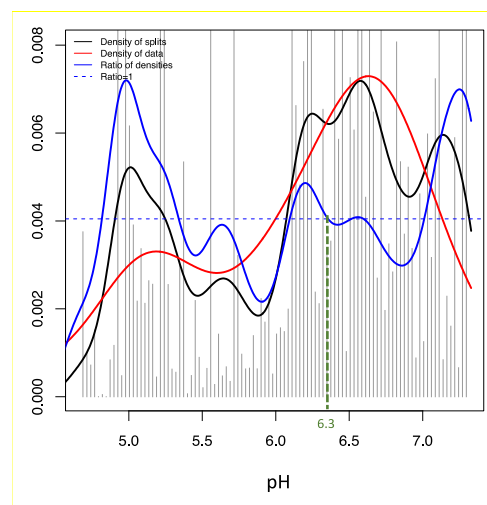
	Sjöar		Vattendrag	
	Mycket sura	Mindre sura	Mycket sura	Mindre sura
ANC _t	<67	≥67	<73	≥73
Klassgräns				
H/G	0.95	0.87	0.96	0.88
G/M	0.85	0.74	0.81	0.76
M/O	0.72	0.58	0.62	0.59
O/D	0.54	0.42	0.55	0.42

Övre gräns för pH

I ett fåtal fall då klassades sjöar med relativt höga pH-värden sämre status än god. En analys av sambandet mellan pH och bottenfauna med *Gradient forest*, visar att bottenfauna börjar påverkas först när pH går ner under 6,0 för sjöar och 6,3 för vattendrag (**Error! Reference source not found.**). I diagrammen finns visserligen toppar vid betydligt högre pH, vid nivåer med inga kända effekter på biota. Dessa toppar antas i stället bero på korrelation med höga halter av Ca eller näringsämnen som påverkar organismsamhället på andra sätt. Baserat på diagrammen, satte vi ett villkor att om det modellerade pH-värdet är > 6,0 för sjöar och > 6,3 för vattendrag blir klassen aldrig sämre än god (**Error! Reference source not found.**). I dataunderlaget där vi jämförde klassificeringssystemen var det 13 av 256 sjöar som bytte från måttlig till god status med pH-kriteriet varav de flesta låg nära klassgränsen. För vattendragen var det inget av de 205 vattendragen där klassificeringen påverkades av att pH var högt, men vi införde ändå kriteriet ifall problemet skulle uppkomma i andra data.



Figur B7. Samband mellan förekomst av bottenfauna i sjöar och pH. Split density plot från Gradient forest analys.



Figur 8. Samband mellan förekomst av bottenfauna i vattendrag och pH. Split density plot från Gradient forest analys.

Referenser

Johnson, R. K., M. Lindegarth and J. Carstensen (2013). Establishing reference conditions and setting class boundaries. Deliverable 2.1-2, WATERS Report no. 2013:2. Havsmiljöinstitutet, Sweden.

Bilaga 3. Regressionsparametrar för beräkning av referensvärde för ANC motsvarande MAGIC år 1860

År	(Intercept)	faktor SO4	faktor Cl	Faktor BC
2000	0,5245531	-0,4215033	-0,8729524	0,96339603
2001	-0,9995303	-0,4154278	-0,8818203	0,97200238
2002	-1,8517584	-0,4096673	-0,8831664	0,97716755
2003	-2,3843013	-0,4040181	-0,8832124	0,98100791
2004	-2,7611842	-0,3986061	-0,8838215	0,98435071
2005	-3,0486304	-0,3936502	-0,8851617	0,98745018
2006	-3,2753859	-0,3893158	-0,8870983	0,99041843
2007	-3,6269225	-0,3857293	-0,8913332	0,99419191
2008	-4,1282476	-0,3832716	-0,897243	0,9987681
2009	-4,6522305	-0,3820994	-0,9027993	1,00341831
2010	-5,0172871	-0,3821979	-0,9059203	1,00721879
2011	-5,2010864	-0,3833096	-0,9069051	1,01016586
2012	-5,3127537	-0,3850751	-0,9075326	1,01284846
2013	-5,3959762	-0,3875138	-0,9082945	1,015473
2014	-5,4633491	-0,390834	-0,9092425	1,01811635
2015	-5,5449268	-0,3955724	-0,9106525	1,02113204
2016	-5,6525159	-0,4005372	-0,9123863	1,02396351
2017	-5,7599103	-0,4068975	-0,9141244	1,02697398
2018	-5,8593243	-0,4144893	-0,9157351	1,03000967
2019	-5,9487298	-0,4233494	-0,917197	1,03305494
2020	-6,0264171	-0,4335083	-0,9185225	1,03609848
2021	-6,0874531	-0,4432099	-0,9198318	1,03895005
2022	-6,1242945	-0,4525338	-0,9212529	1,04158425
2023	-6,1427317	-0,461651	-0,9227463	1,0440272
2024	-6,1472205	-0,4706763	-0,9242904	1,04631446
2025	-6,1398029	-0,4795713	-0,9258309	1,04844524
2026	-6,1248873	-0,4883213	-0,9273808	1,05044748
2027	-6,1012075	-0,4969851	-0,9288914	1,05231993

Bilaga 4

Urval av stationer i olika dataset där det är stora skillnader mellan förslaget till gemensamma nordiska bedömningsgrunder och de nuvarande nationella klassningssystemen. För det svenska systemet har använts en modifierad version där referensvärdet tagits fram med en regressionsmodell och pH beräknats med en uppdaterad modell.

Nordic lakes

Country	site-ID	Ca µeq/l	TOC mg/l	pH	ANC µeq/l	AliLAI 90Q	SO4 µeq/l	ANCo1ref	ANCo1 µeq/l	dANC	pHref	pH ANct	dpH	NO Class	SE Class	Nordic Class	Comment (Bold means that it is not obvious that Nordic 100 OK)
<i>Nordic 2 steps wors class than SE</i>																	
F	6458	39,9	24	5,9	59,8		27,1	-4	-22	18	4,8	4,6	0,2	G	H	M	Brown lake. Modelled pH much lower than measured. Close to the border between G and M
<i>Nordic 2 steps better class than SE</i>																	
N	067-26133-L	11,8	3,8	5,3	19,4	37	18	25	7	18	6,0	5,4	0,6	H	P	G	pHt, dpH and Ali makes H, unlikely. P too bad. Just at the G/M boundary.
S	662682-132860-NW662756-132817	31,2	4,8	5,5	19,3	14,2	45,8	37	3	34	6,1	5,2	1,0	G	B	M	dANC, dpH and Ali makes M more reasonable than both G and B
S	633989-140731-NW634041-140729	101	14,5	5,3	83,1	8,8	87,4	107	34	73	6,3	5,4	0,8	G	B	M	dANC, dpH makes M more reasonable than both G and B
F	12035	27,8	3,2	6	17		44,3	34	6	28	6,3	5,4	0,8	G	B	M	dANC, dpH makes M more reasonable than both G and B
S	627443-149526-NW627437-149509	182,3	22,6	5,5	171,9	12,6	160,1	216	95	121	6,5	5,8	0,6	G	P	G	dANC, dpH makes M more reasonable than both G and B
S	630605-144655-NW630672-144624	154,8	13,4	6,1	158,1	14,9	144,6	230	113	118	6,8	6,3	0,4	G	M	H	Large changes, but very high reference. H ok based on MIAN index relation.
S	624486-141154-NW624492-141135	137,1	9,8	6	72	11,7	205,6	198	39	159	6,8	5,8	1,1	G	B	M	Large changes, but high reference. M ok based on MIAN index relation.
S	624421-147234-SE624373-147299	163,2	7,4	6,1	86,5	13,1	206,5	212	61	151	7,0	6,3	0,7	G	P	M	Large changes, but very high reference. G ok based on MIAN index relation.

Nordic lakes

Country	site-ID	Ca µeq/l	TOC mg/l	pH	ANC µeq/l	AliLAl 90Q	SO4 µeq/l	ANCo1ref	ANCo1 µeq/l	dANC	pHref	pH ANCT	dpH	NO Class	SE Class	Nordic Class	Comment (Bold means that it is not obvious that Nordic 100 OK)
<i>Nordic100 2 steps wors class than NO</i>																	
S	629570-135470-NW629600-135447	38,1	15	5	30,8	10,5	29,3	20	-20	41	5,2	4,7	0,5	G	M	P	Drop in ANC and pH in a sensible region. P seems more reasonable.
S	664603-136484-NW664597-136454	36,3	11,4	5	46,5	13,2	40,2	35	8	27	5,6	5,1	0,5	H	M	M	Small drop in ANC but in a sensible region. M close to G/M boundary seems reasonable
N	067-26000-L	11,2	4,2	5,2	13,4	36,9	21,8	21	-1	22	5,9	5,1	0,8	H	P	M	Small drop in ANC but in a sensible region. M close to G/M boundary seems reasonable
S	652902-125783-NW652888-125811	54,5	12,5	5,2	62,7	14,3	50,3	73	20	53	6,1	5,3	0,8	G	B	P	Large drop in ANC and pH. P is OK
F	12073	90,6	14,2	5,4	81,8		86,3	87	33	54	6,1	5,4	0,7	G	P	P	Large drop in ANC and pH. P is OK although pH is a bit high for Poor?
S	647050-130644-NW647037-130646	99,2	14,9	5,3	77,4	12,8	63,6	93	27	66	6,1	5,3	0,8	G	B	P	Large drop in ANC and pH. P is OK
S	640609-148673-NW640599-148678	46	7,7	5,7	55,2	14,5	52,8	67	29	38	6,3	5,7	0,6	H	M	M	Intermediate changes in ANC and pH. M OK
S	643914-127698-NW643960-127717	21,9	4,4	5,1	-0,1	8,4	56,7	48	-15	63	6,4	4,8	1,6	G	B	P	Large drop in ANC and pH. P is OK
F	3540	44,2	5,6	6	49,8		52,5	64	31	33	6,4	6,0	0,5	H	M	M	Small drop in ANC but in a sensible region. M close to G/M boundary seems reasonable, but pH is high.
N	044-22101-L	33,6	3,1	5,9	30	12	23,9	54	19	34	6,5	6,0	0,6	H	M	M	ANC drop into the sensitive ANCo1 region. M ok despite relatively pH?
S	638665-129243-NW638595-129158	65,4	8	5,6	54,1	9,5	66,3	102	27	75	6,5	5,6	0,9	G	B	P	Large drop in ANC and pH. P is OK although pH is a bit high for poor?
S	632515-146675-SE632515-146675	61,9	4,5	5,7	31,6	12,1	104,3	94	16	77	6,7	5,7	1,0	G	B	P	Large drop in ANC, from a high level, but still passing the sensibler area for ANCo1. High pH for being Poor?
S	623624-141149-NW623507-141145	186,6	10,5	5,5	53,4	12,5	215,8	188	18	170	6,8	5,3	1,5	G	B	P	Large drop in ANC and pH P is OK
N	024-21894-L	47,4	2,5	5,8	25,9	37,9	50,5	82	17	65	6,8	6,0	0,8	G	B	P	Large drop in ANC, from a high level, but still passing the sensibler area for ANCo1. High pH for being Poor? Ali is rel. High
<i>Ca < 0.25 mg/l</i>																	
N	067-26000-L	11,2	4,2	5,2	13,4	36,9	21,8	21	-1	22	5,9	5,1	0,8	H	P	M	Small dANCo1 for G/M boundary, but that seems reasonable
N	061-26511-L	7,7	0,4	5,4	4,9	12,5	9,5	13	4	9	6,2	5,7	0,4	G	M	G	Small dANCo1 for G/M boundary, but that seems reasonable
N	067-26133-L	11,8	3,8	5,3	19,4	37	18	25	7	18	6,0	5,4	0,6	H	P	G	Small dANCo1 for G/M boundary, but that seems reasonable
N	083-1651-L	11,2	0,4	5,8	9	14,2	10,6	15	8	8	6,3	6,0	0,3	H	G	G	Small dANCo1 for G/M boundary, but that seems reasonable
N	083-29741-L	8,2	0,5	5,8	10,8	10,5	10,3	15	9	5	6,2	6,0	0,2	H	H	H	Small dANCo1 for G/M boundary, but that seems reasonable
N	094-1935-L	11,5	1,1	6,1	24,9	5	14,8	31	21	9	6,5	6,3	0,2	H	H	G	Small dANCo1 for G/M boundary, but that seems reasonable

Nordic rivers

Country	site-ID	Ca µeq/l	TOC mg/l	pH	ANC µeq/l	Ali/LAl 90-percentil	SO4 µeq/l	ANCo1ref	ANCo1 µeq/l	dANC	pHref	pH ANCt	dpH	NO class	SE class	Nordic Class	Comment
<i>Nordic100 2 steps better class than SE</i>																	
N	030-30-R	18	1,2	5,5	8	48,5	21	26	4	22	6,4	5,2	1,2	M	B	G	Clear low Ca river. Small change in ANC, but high pH change. Sensitive region.
F	12501	526	25,2	5,7	146		970	726	61	665	7,1	5,4	1,7		B	M	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, M is OK
F	11946	619	23,4	5,3	145		1187	1087	65	1022	7,3	5,5	1,8		B	M	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, M is OK
S	989-BF-MVM	130	22,3	5,1	150	46,3	83	162	74	88	6,3	5,6	0,6	G	P	G	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, G is OK
F	10881	923	21	6,3	154		1759	1348	83	1265	7,4	5,8	1,7		B	G	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, M is OK
F	11713	175	30,5	5,2	223		119	195	119	77	6,2	5,8	0,4	H	M	H	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, H is OK
F	10897	514	40	5,6	264		743	669	128	541	6,8	5,6	1,2		B	H	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, H is OK
F	10892	464	22,8	5,8	230		697	690	152	537	7,1	6,2	0,9		B	H	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, H is OK
F	10914	222	21,9	6,3	231		175	302	157	145	6,7	6,3	0,4		M	H	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, H is OK
F	10896	354	33,6	5,9	307		335	463	193	270	6,7	6,1	0,6		M	H	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, H is OK
F	10866	439	23,4	5,8	293		630	740	214	527	7,1	6,4	0,7		P	H	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, H is OK
F	10895	561	28	6,2	318		722	766	223	543	7,1	6,3	0,7		P	H	Brown, high Ca site. Large changes in ANC, but from a high level, H is OK
<i>Nordic100 2 steps worse class than NO</i>																	
S	178-BF-MVM	53,6	12,6	5	36	39,3	67	63	-7	70	6,0	4,8	1,1	G	B	P	Large change in ANC and pH. P is OK
<i>Nordic100 2 steps better class than NO</i>																	
N	NO024-388-R	13,1	4,7	4,8	4	79	19	4	-12	16	5,2	4,7	0,5	P	M	G	Small dANC and intermediate dpH. Low SO4 but high Ali. G maybe to unresponsive, but close to G/M boundary.
<i>Ca < 0.25 mg/l</i>																	
N	NO024-388-R	13	4,7	4,8	4	79	19	4	-12	16	5,2	4,7	0,5	P	M	G	Clear Low Ca, acid but low dANC. High Ali. Close to boundary. Low pH - no risk for episodes?
N	020-55782	16	4,7	5,1	6	71	23	9	-10	19	5,4	4,9	0,5	M	M	G	Clear Low Ca, acid but low dANC. High Ali. Close to boundary. Low pH - no risk for episodes?
S	192-BF-MVM	21	10,8	4,9	33	93	22	8	-4	12	5,1	4,9	0,2	H	G	G	Intermediate TOC, low Ca, low pH and high Ali, but very small dANC and dpH. G or H for all classification although Ali is high!
N	030-30-R	18	1,2	5,5	8	49	21	26	4	22	6,4	5,2	1,2	M	B	G	Clear Low Ca, acid but low dANC, high dpH. High Ali. Close to boundary. Low pH - no risk for episodes?

Omdrevssjöar

MVM-ID	Kalkpåverkat	Ca okalk (µekv/l)	SO4 (µekv/l)	Cl (µekv/l)	TOC (mg/l)	ANCo1 (µekv/l)	ANCo1ref (µekv/l)	pH modellerat	pH ref	SE class	Nordic class	Comment	
Nordic class 3 steps worse than SE													
72	0	55	46	230	34,1	-40	12	4,50	4,9	G	B	These are very brown sites with low Ca, low (most negative) ANCo1 ref, very small dANC /G/M boundary.	
1142	0	17	31	170	18,8	-80	-46	4,20	4,4	G	B		
24592	0	44	52	210	26,1	-49	5	4,40	4,9	G	B		
27643	0	20	35	250	19,6	-50	-5	4,40	4,8	G	B		
27726	0	60	37	160	45,6	-64	-24	4,40	4,6	H	B		
28669	0	330	100	156	137,0	-38	48	4,60	4,8	H	B		
28678	0	62	17	152	55,0	-85	-59	4,30	4,5	H	B		
28686	0	78	27	256	66,5	-66	-22	4,40	4,6	H	B		
28787	0	27	29	175	20,7	-56	-6	4,40	4,8	G	B		
36027	0	75	42	280	34,6	-44	12	4,50	4,9	G	B		
36115	0	48	44	250	26,4	-74	-22	4,30	4,6	G	B		
39693	0	65	23	160	36,8	-44	-12	4,50	4,7	H	P		
40050	0	19	11	240	35,6	-96	-67	4,20	4,4	H	B		
40237	0	80	21	220	46,4	-21	16	4,60	4,8	H	P		
40496	0	55	44	270	30,6	-80	-26	4,30	4,6	G	B		
41037	0	50	10	230	52,9	-82	-51	4,40	4,5	H	B		
41216	0	50	17	200	49,5	-59	-27	4,40	4,6	H	P		
41298	0	60	16	170	35,4	-23	10	4,60	4,8	H	P		
41311	0	60	44	220	31,0	-43	9	4,50	4,9	G	B		
41314	0	23	31	190	26,6	-68	-31	4,30	4,6	G	B		
41726	0	160	35	230	78,2	-11	40	4,70	4,9	H	P		
41802	0	23	17	93	33,1	-86	-69	4,30	4,3	H	B		
41807	0	35	21	210	37,2	-94	-62	4,20	4,4	H	B		
41857	0	75	62	310	40,8	-83	-12	4,30	4,7	G	B		
Nordic class 3 steps better than SE													
24386	0	230	154	450	25,9	71,0	229,0	5,5	6,40	B	G		Large change but from a high level. Too+S38:S52 insensitive? But ANCo1 > than GF peak (67)
35122	0	75	102	8	0,3	11,0	73,0	6,2	7,00	B	G	Extremely clear with relatively high pH.	
35828	0	260	312	230	34,1	120,0	340,0	5,7	6,50	B	H	Large change but from a high level.	
35836	1	303	312	270	14,4	113,0	362,0	6,3	7,00	P	H	Large change but from a high level.	
35842	0	300	229	270	27,6	136,0	352,0	6,0	6,60	P	H	Large change but from a high level.	
35843	0	400	312	310	33,6	86,0	408,0	5,5	6,60	B	G	Large change but from a high level. Too insensitive? But ANCo1 > than GF peak (67)	
35849	0	340	312	700	15,0	130,0	411,0	6,4	7,00	P	H	Large change but from a high level.	
35858	0	440	354	370	20,0	161,0	494,0	6,3	7,00	P	H	Large change but from a high level.	
35860	0	190	177	370	17,1	98,0	258,0	6,1	6,70	P	H	Large change but from a high level.	
36133	0	320	396	280	17,8	78,0	360,0	5,9	6,90	B	G	Large change but from a high level.	
39762	0	950	1228	250	14,8	134,0	925,0	6,4	7,40	B	H	Large change but from a high level.	
40483	0	240	333	270	29,1	135,0	382,0	5,9	6,70	P	H	Large change but from a high level.	
40601	0	260	202	450	38,6	141,0	323,0	5,7	6,40	P	H	Large change but from a high level.	
40627	0	200	152	230	23,2	97,0	217,0	5,8	6,40	P	H	Large change but from a high level.	
41065	0	250	204	310	40,6	101,0	279,0	5,4	6,30	B	H	Large change but from a high level. Too insensitive? But ANCo1 > than GF peak (67)	

MVM-ID	Kalkpåverkat	Ca okalk (µekv/l)	SO4 (µekv/l)	Cl (µekv/l)	TOC (mg/l)	ANCo1 (µekv/l)	ANCo1ref (µekv/l)	pH modellerat	pH ref	SE class	Nordic class
Low Ca (< 0,25 mg/l)											
24017	0	12	5	7,6	10,8	-12	-13	4,8	4,8	H	H
24037	0	10	5	34	2,1	9	10	5,7	5,8	H	H
24100	0	4,2	5	3,5	3,6	0	-1	5,2	5,1	H	H
25494	0	10	11	9,9	1,5	15	17	6,1	6,1	H	H
25516	0	4	5	3,5	16,9	-50	-52	4,4	4,4	H	H
27074	0	8	5	11	1,3	7	5	5,7	5,7	H	H
27111	0	4	11	3,5	3,9	-6	-5	5	5	H	H
27113	0	7,5	5	3,5	8,1	-4	-5	4,9	4,9	H	H
27175	0	7,5	5	8,7	5,5	-3	-4	5	5	H	H
27192	0	11	5	14	13,9	-32	-32	4,5	4,5	H	H
27289	0	4,8	5	7,3	4,9	-2	-4	5	5	H	H
27379	0	4	11	7,6	5	-24	-20	4,6	4,7	H	H
27431	0	10	5	24	30,9	-80	-79	4,3	4,3	H	H
28306	0	9	5	60	3,9	-3	1	5,1	5,2	H	H
28343	0	9	13	33	0,25	8	14	6	6,3	G	G
28378	0	9	10	8	5,8	2	4	5,1	5,2	H	H
28382	0	10	11	7	4,1	10	13	5,5	5,6	H	H
28395	0	4	5	3,5	5,1	-2	-3	5,1	5	H	H
28419	0	7	5	3,5	6,8	-10	-11	4,8	4,8	H	H
28431	0	10	13	11	4,1	-4	0	5	5,1	H	H
28471	0	5	5	3,5	5,4	-9	-10	4,9	4,8	H	H
28526	0	11	12	8	3,2	3	7	5,3	5,4	H	H
28539	0	4	13	11	4,7	-15	-11	4,8	4,8	H	H
28551	0	9	5	10	4,6	-3	-4	5	5	H	H
28558	0	6	10	3,5	2,2	0	1	5,2	5,3	H	H
28560	0	4	5	9	7,4	-15	-16	4,7	4,7	H	H
28567	0	11	12	11	1,5	14	17	6	6,1	H	H
35130	0	8,5	5	12	7,8	-7	-7	4,9	4,9	H	H
35158	0	12	5	8,2	13	-12	-12	4,8	4,8	H	H
35162	0	10	5	3,5	11,9	-16	-17	4,7	4,7	H	H
35166	0	3,1	10	3,5	6	-17	-15	4,7	4,8	H	H
35200	0	3,7	5	8,2	4,1	-4	-5	5	5	H	H
35431	0	6	5	8,7	13,1	-34	-35	4,5	4,5	H	H
35432	0	3	5	3,5	6,6	-17	-18	4,7	4,7	H	H
35524	0	11	11	39	9,2	-22	-15	4,6	4,7	H	G
39923	0	4,7	5	12	6,6	-15	-16	4,8	4,7	H	H
39946	0	8	5	21	7,5	-8	-7	4,9	4,9	H	H
39970	0	2,7	5	3,5	2,8	0	-2	5,2	5,1	H	H
40042	0	5	5	3,5	6,1	-3	-5	5	4,9	H	H
40432	0	2,9	5	3,5	11	-36	-37	4,5	4,5	H	H
40453	0	9	5	10	7,6	5	4	5,1	5,1	H	H
40545	0	9,5	5	8,5	7	10	9	5,3	5,3	H	H
40995	0	9,5	5	7,6	5,6	13	12	5,4	5,4	H	H
41248	0	11	13	11	6,2	-15	-10	4,7	4,8	H	G
41251	0	11	5	7,6	2,5	8	7	5,6	5,5	H	H
41262	0	6,5	5	11	11	-25	-25	4,6	4,6	H	H
41279	0	9	11	34	0,9	4	9	5,6	5,9	G	H
41344	0	12	5	8,7	8,3	-2	-2	5	5	H	H
41721	0	9	5	70	15,4	-43	-37	4,4	4,5	H	G
46102	0	5,5	5	9	15,6	-49	-50	4,4	4,4	H	H
46103	0	4	5	3,5	13,6	-43	-44	4,4	4,4	H	H

All are H or G. Very low dANC. Classifications seems OK.

Tusen sjøer

Station ID	Station name	TOC mg C/l	pH	Ca µEq/l	SO4 µEq/l	Type	BC (µekv/l)	ANCo1 (µekv/l)	ANCo1ref (µekv/l)	pH modellerat	pH ref	NO class	Nordic class
Nordic class 3 steps worse than NO													
9	Hokksjøen	24,2	4,7	42	39	3d	315	-26	23	4,6	5	H	O
3335	HOH 14	3,3	5,4	33	51	2c	479	23	99	6	6,8	H	O
3355	Vassåkervatnet	6,3	5,6	39	42	3d	325	34	91	6	6,6	H	O
3714	Erlandvatnet	11	5,4	36	42	3c	530	12	85	5,2	6,3	H	O
Ca < 0,25 mg/l													
41	Reinsgrovtjørnane	0,85	5,7	11	5	1a	43	13	15	6,1	6,2	H	H
43	Store Einervann	6,5	4,9	11	18	3a	205	1	32	5,1	5,9	H	M
52	Tvaravatnet	1,1	5,5	12	13	1a	139	13	33	6,1	6,5	H	G
62	HOH 816	0,68	5,6	7	7	1a	71	13	19	6,1	6,3	H	G
66	HOH 1110	0,34	5,5	8	6	1a	53	13	17	6,2	6,3	H	H
67	Blåfjellvatnet	1	5,7	10	8	1a	98	19	28	6,3	6,5	H	G
3091	HOH 1506	0,73	5,8	11	4	1a	18	10	7	6	5,9	H	H
3165	HOH 1540	0,48	5,8	10	4	1a	25	13	12	6,2	6,2	H	H
3214	Dei store tjørnane	5,9	5,0	12	11	3a	41	-7	-2	4,9	5	G	H
3298	Longeraktjørn	4,8	5,1	6	11	2a	46	-8	-2	4,9	5,1	G	G
3299	Kvivotni	2,6	5,5	9	6	2a	50	8	12	5,6	5,8	H	H
3302	Beritstjørn	5,6	4,9	8	10	3a	42	-13	-7	4,8	4,9	M	G
3309	HOH 1114	1,3	5,6	12	6	1a	35	12	12	6	6	H	H
3310	HOH 1285	0,48	5,5	9	7	1a	39	8	12	6	6,2	H	H
3311	HOH 1238	0,63	5,8	12	7	1a	45	16	19	6,3	6,3	H	H
3320	HOH 1260	0,6	5,4	8	7	1a	47	6	9	5,9	6	H	H
3321	HOH 1221	0,52	5,6	7	6	1a	41	7	10	5,9	6,1	H	H
3324	HOH 1080	0,8	5,6	8	6	1a	44	9	10	6	6	H	H
3338	Skultjørn	2,7	5,2	10	15	2a	122	10	29	5,6	6,2	H	G
3339	Skrubbedalstjørna	2,2	5,0	6	11	2a	102	1	21	5,3	6,1	G	M
3340	Djupvatnet	3,3	5,3	12	17	2a	146	8	32	5,5	6,2	H	M
3345	HOH 737	3,9	5,0	9	8	2a	58	0	7	5,2	5,4	H	G
3346	HOH 875	1,8	5,5	5	5	1a	43	9	12	5,8	5,9	H	H
3351	Sandvatn	1,2	5,4	7	7	1a	49	10	15	5,9	6,1	H	H
3353	Storevatnet	0,94	5,3	8	9	1a	59	6	17	5,7	6,2	H	G
3358	Grantjørn	7,8	4,8	11	10	3a	87	-3	7	4,9	5,2	H	G
3359	Surtevatnet	5,8	5,1	11	8	3a	64	0	8	5,1	5,3	H	G
3361	HOH 619	5,2	5,2	9	7	3a	72	2	9	5,1	5,4	H	G
3365	Småtjørn	7,2	4,9	9	9	3a	90	0	9	5	5,2	H	G
3366	HOH 573	2,4	5,2	9	9	2a	83	11	21	5,8	6,1	H	G
3367	HOH 760	2,6	5,2	9	8	2a	82	8	16	5,6	5,9	H	G
3368	HOH 1041	0,64	5,4	8	8	1a	69	6	15	5,8	6,2	H	G
3369	Litle Svartevatnet	4	5,1	11	12	2a	117	10	25	5,5	6	H	G
3370	HOH 944	0,72	5,5	7	8	1a	70	10	19	6	6,3	H	G
3371	Hyttevatnan	2,6	5,3	9	7	2a	62	12	17	5,7	5,9	H	H
3373	HOH 850	1,6	5,4	9	7	1a	73	12	19	5,9	6,2	H	G
3374	HOH 860	2,2	5,5	8	5	2a	50	13	14	5,9	5,9	H	H
3376	Krokevatn	1,8	6,1	9	8	1a	64	11	19	5,8	6,1	H	G
3377	Åsmundsvatnet	8,1	4,9	10	8	3a	95	-2	7	5	5,1	H	G
3378	Falketjørnene	1,4	5,5	8	7	1a	48	13	16	6	6,1	H	H
3379	Vassfellet	1,1	5,6	9	7	1a	64	12	18	6	6,2	H	G
3380	Flåvatnet	5,1	5,1	10	9	3a	96	6	16	5,3	5,6	H	G
3382	Guddilsvatnet	2,2	5,5	12	8	2a	71	14	22	5,9	6,2	H	G
3383	Storavatnet	1,9	5,4	9	7	1a	66	13	20	5,9	6,2	H	G
3384	Degjevatnet	0,71	5,5	8	8	1a	70	9	18	6	6,3	H	G
3386	Langavatn	1,6	5,4	9	9	1a	81	12	23	6	6,3	H	G
3398	HOH 712	2,7	5,2	11	9	2a	85	7	17	5,5	5,9	H	G
3407	HOH 770	1,7	5,3	12	11	1a	124	9	25	5,8	6,3	H	G
3408	Kalvedalsvatnet	1,8	5,4	11	12	1a	115	10	27	5,8	6,3	H	G
3409	Langatjørn	0,8	6,0	9	7	1a	88	11	19	6	6,3	H	G
3412	HOH 941	0,88	5,4	8	7	1a	75	10	17	6	6,2	H	G
3415	Reinstjørn	0,82	5,4	7	6	1a	54	10	15	6	6,2	H	H
3416	HOH 1102	0,46	5,5	7	7	1a	55	10	16	6,1	6,3	H	G
3419	HOH 1061	0,69	5,5	10	6	1a	59	15	18	6,2	6,3	H	H
3423	HOH 1029	0,56	5,6	10	8	1a	76	13	23	6,2	6,4	H	G
3431	HOH 1080	0,54	5,5	10	7	1a	69	14	19	6,2	6,3	H	H
3433	Holmavatnet	0,61	5,8	12	8	1a	74	15	23	6,2	6,4	H	G
3434	HOH 1111	0,5	5,5	11	6	1a	50	14	19	6,2	6,4	H	H
3468	HOH 1051	0,26	5,4	8	6	1a	62	12	19	6,2	6,4	H	G
3471	Insta Bukkaspelvatnet	0,32	5,6	10	5	1a	58	17	20	6,3	6,4	H	H
3512	HOH 1019	0,27	5,7	12	5	1a	47	14	16	6,3	6,3	H	H
3519	HOH 800	0,57	5,6	7	6	1a	67	13	18	6,2	6,3	H	H
3520	Nordrevotni	1,2	5,7	11	9	1a	96	19	27	6,2	6,4	H	G
3521	Svadfjellvatni	0,5	5,6	10	9	1a	85	12	22	6,2	6,4	H	G
3522	Harekupvatnet	0,55	5,7	11	8	1a	72	17	23	6,3	6,4	H	G
3534	HOH 729	1,1	5,6	9	7	1a	89	14	22	6,1	6,3	H	G
3567	Jakobsvatnet	0,96	5,6	7	6	1a	59	12	14	6	6,1	H	H
3710	Liatjørnin	2,7	5,5	11	8	2a	104	10	19	5,7	6	H	G

Målvattendrag

StnID	Stationsnamn	Län	BC (µekv/l)	SO4_IC µekv/l	Cl µekv/	TOC mg/l	pH	ANCo1 (µekv/l)	ANCo1ref (µekv/l)	dANC	pH modellerat	pH ref	dpH	SE class	Nordic Class	Comment
<i>Nordic class 3 steps worse than SE</i>																
633021-148673	Badebodaån Ekholma	G	766	310,000	211	24,3	5,8	147	375	227	6,1	6,7	0,6	P	H	All well buffered rivers with high acidification impact, but ANCo above the G/M boundary
625283-138848	Drivån Osby	M	1004	210,000	554	26,1	5,2	85	335	250	5,6	6,6	1,0	B	G	
624345-140742	Ekeshult Upp dos	M	733	174,000	344	25,3	5,2	102	271	169	5,8	6,5	0,7	P	H	
625673-143897	Drevån Gröntebeda	G	725	327,000	242	18,7	4,7	76	320	245	5,8	6,8	1,0	B	G	
625021-136673	Oretorp Upp dos	M	690	102,000	358	28,8	5,1	111	234	123	5,8	6,4	0,6	P	H	
623555-142685	Ö Orundsån, Bokskogen	K	738	218,000	342	12,6	6,2	106	308	202	6,3	6,9	0,6	P	H	