

# TOC sin innvirkning på ANC. Skal vi inkorporere dette i framtidige ANC-beregninger ?

Av Espen Lydersen, Thorjørn Larssen og Eirik Fjeld

Alle forfatterne er ansatt som forskere ved  
Vassdragsavdelingen ved Norsk institutt for vannforskning.

Innlegg på Norsk/Svensk kalkingsseminar i Stavanger 18.-20. september 2001.

## Sammendrag

Reuss og Johnsons alkalinitetskonsept [1] brukes i stort omfang for å beregne syrenøytraliseringskapasitet (ANC) i ulike typer vann. ANC ( $\mu\text{ekv L}^{-1}$ ) beregnes på følgende måte:

$$\text{ANC} = [\text{BC}] - [\text{SSA}]$$

hvor  $[\text{BC}] = \sum \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}, \text{Na}^+, \text{K}^+$ , og  $[\text{SAA}] = \sum \text{SO}_4^{2-}, \text{Cl}^-, \text{NO}_3^-$

Dette er en svært robust metode for beregning av ANC, fordi ingen av parameterne som inngår påvirkes av partialtrykket til  $\text{CO}_2$  ( $\text{pCO}_2$ ), i motsetning til de resterende ioniske hovedkomponenter i vann, aluminiumkomplekser, bikarbonat, løst organisk karbon og vannets pH. ANC har vist seg å være den enkeltparameter som best forklarer fiskestatus i forsurede vassdrag i Norge [2,3]. Beregninger av ANC slik som beskrevet av Reuss og Johnson [1], passer godt for norske innsjøer fordi hovedtyngden av innsjøene våre har lave konsentrasjon-

er av humus (organisk materialet). Dette betyr at ANC i Norske vann primært uttrykker forholdet mellom to pH-buffersystemer i vann, bikarbonatbuffersystemet ( $\text{pH} > 5.5$ ) og aluminiumbuffersystemet ( $\text{pH} < 5.5$ ). I Sverige passer dette langt dårligere, fordi svenske sjøer gjennomgående har mye høyere konsentrasjoner av humus, som er et annet viktig pH-buffersystem i vann. I mange humøse vann er dette det dominerende pH-buffersystemet. Fordi en betydelig del av de organiske syregruppene er sterke syrer med pK-verdier på 2-3, vil de sterkeste organiske syregruppene permanent opptre som anioner i alle naturlige vann, på lik linje med de uorganiske sterksyre anionene. I dette arbeidet har vi tatt hensyn til dette og overført 1/3 av de organiske syrene til de uorganiske anionene i ANC-beregningen og fått følgende uttrykk:  $\text{ANC}_{-1/3\text{org}} = [\text{BC}] - ([\text{SAA}] + [1/3 * 10.2 * \text{TOC}])$ . Dette bygger igjen på studier av svenske humusvann [4].  $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$  gir lavere tallverdier enn ANC for å oppnå samme fiskestatus som med den tradisjonelle

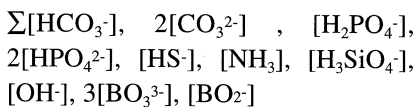
ANC-beregningen. Samtidig forklarer  $ANC_{-1/3org}$  noe mere av variasjonene i fiskestatusmaterialet i Norge. Sammenhengen mellom  $ANC_{-1/3org}$  og fiskestatus bør også testes for svenske og finske vann, fordi disse landene har mange lokaliteter med langt høyere TOC-verdier enn det vi normalt finner i norske vann.

## Bakgrunn

I ferskvann tenker de fleste primært på bikarbonatsystemet når en snakker om alkalinitet eller vannets syrenøytraliserende evne. Når det gjelder alkalinitet finnes mange ulike definisjoner. To vanlige brukte definisjoner er:

1. Mengden av komponenter som kollektivt forsøker å holde vannets pH på basisk side av ekvivalentspunktet.
2. Mengden av kationer som kreves for å nøytralisere anioner av karbonsyre og andre svake syrer

I mange klassisk lærebøker inngår disse uorganiske komponentene i alkalinitets uttrykket:



Av disse er bikarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) normalt dominerende i ferskvann. Det som er problemet med en slik framstilling er at vesentlige syrenøytraliserende komponenter mangler. Dette er primært:

- A. Organiske anioner  $n[\text{A}^n]$
- B. Uorganisk aluminium  $n[\text{Al}^{n+}]$

C. Kombinasjonene av  $n[\text{A}^n]$  og  $n[\text{Al}^{n+}]$ , d.v.s Al-organiske komplekser

Inkorporeres dette i alkalinitetsbegrepet vil alkalinitetsuttrykket inneholde alle viktige syrenøytraliserende komponenter. Da vil alkalinitet være tilnærmet lik total syrenøytraliseringskapasitet ( $ANC_T$ ). I ionfattig vann er  $ANC_T$  primært summen av følgende H<sup>+</sup>donorer og akseptorer:

$$ANC_T = ANC_w + ANC_{IOC} + ANC_{DOC} + ANC_{Ali} + ANC_{Alo}$$

hvor  $ANC_w$ : vannets ionprodukt;  $ANC_{IOC}$ : uorganisk karbon;  $ANC_{DOC}$ : løst organisk karbon;  $ANC_{Ali}$ : uorganisk aluminium og  $ANC_{Alo}$ : kombinasjonen av løst organisk karbon og aluminium, d.v.s. organiske Al-komplekser. I praksis er det  $ANC_{IOC}$ ,  $ANC_{DOC}$  og  $ANC_{Ali}$  som utgjør de viktigste syrenøytraliseringsystemer i ferskvann. I humusfattige vann med pH > 5.5 vil bikarbonatsystemet dominere, mens i syre humusfattige vann (pH < 5.5) vil uorganisk aluminium være det dominerende pH-buffersystemet. Betydning av pH-buffring fra organiske syrer er avhengig av mengden løst organisk materiale, noe som betyr at dette pH-buffersystemet spiller en betydelig rolle i humøse vann som vi har i store deler av Østlandsområdet, samt i Sverige og Finland (se Figur 1). Humus vil da være en avgjørende syrebuffer over hele pH-intervallet for naturlige vanntyper i disse områdene.

Alkalinitetskonseptet til Reuss og Johnson [1] er et svært mye brukt

uttrykk for å beregne syrenøytraliseringskapasiteten i vann. De uttrykker ANC (i  $\mu\text{ekv L}^{-1}$ ) som differansen mellom basekationer ([BC]) og sterksyreanioner ([SAA]):

$$\text{ANC} = [\text{BC}] - [\text{SSA}]$$

hvor  $[\text{BC}] = \sum \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}, \text{Na}^+, \text{K}^+$ , og  $[\text{SAA}] = \sum \text{SO}_4^{2-}, \text{Cl}^-, \text{NO}_3^-$

Det som gjenstår av viktige komponenter for å oppnå ladningsbalanse i naturlig vann er:

$[\text{HCO}_3^-]$ : Løst uorganisk karbon som total dominerer i vann med  $5.5 > \text{pH} < 8.5$ .

$[\text{A}^-]$ : Løst organisk karbon

$[\text{Al}^{n+}]$ : Uorganisk aluminium, som normalt opptrer i vann med  $\text{pH} < 5.5$

$[\text{H}^+]$ : Vannets pH

ANC kan da uttrykkes på følgende måte:

$$\text{ANC} = [\text{BC}] - [\text{SSA}] = ([\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] - ([\text{Al}^{n+}] + [\text{H}^+]))$$

Differansen mellom basekationer og sterksyreanioner uttrykker indirekte kvaliteten og kvantiteten av de dominerende pH-buffersystemene i vann,  $[\text{HCO}_3^-]$ ,  $[\text{A}^-]$ , og  $[\text{Al}^{n+}]$ . Summen av nøytrale salter og buffersystemene gir vannets pH ( $-\log [\text{H}^+]$ ). Grunnen til at differansen mellom basekationer og sterksyreanioner er den mest brukte måten og beregne ANC på er i hovedsak følgende:

1. Alle komponentene som inngår ([BC] og [SSA]) er tilnærmet konservative størrelser i naturlig vann, dvs at de påvirkes lite av

andre fysisk/kjemiske faktorer. Buffersystemene og vannets pH påvirkes derimot alle av  $\text{pCO}_2$ . Dette betyr at det ved lagring av prøver, temperaturendringer i prøver, samt under selve analysene, vil kunne forekomme endringer i  $\text{pCO}_2$  som vil påvirke analysene av alle buffersystemene samt vannets pH. De interne endringene mellom disse komponentene vil derimot ikke påvirke det konservative ANC uttrykket ( $\text{ANC} = [\text{BC}] - [\text{SSA}]$ ). Dette gjør at dette konseptet er robust og derfor svært anvendelig.

2. Det vil normalt være små variasjoner mellom laboratorier når det gjelder analyseverdiene på basekationer og sterksyreanioner, mens for buffersystemene og pH vil store forskjeller kunne opptre. Dette er også et viktig kriterium for å bruke Reuss og Johnsons sitt ANC-konsept.

Det er utført et utall studier av kvaliteten av løst organisk karbon, med hensyn på de organiske syrenes  $\text{pK}$ -verdier og ladningstetthet (CD). Noen av disse er presentert i Tabell 1. Som det framgår av denne tabellen vil normalt første dissosiasjonverdi ( $\text{pK}_1$ ) ligge mellom 2-4. Schecher og Driscoll [6,7] samt studier av svenske humøse vann [4] viser  $\text{pK}_1$ -verdier mellom 2-3. Dette betyr at første dissosiasjonstrinn har pH-bufrende egenskaper  $\pm 1$  pH-enhet av  $\text{pK}_1$ -verdiene. I praksis betyr dette at alle disse sterke organiske syrene er fullstendig deprotonerte i de fleste naturlige vann. Litteraturen viser at de organiske

syrene har pK-verdier fra 2-12. Dette betyr at det finnes organiske syrer som har pH-bufrende egenskaper i alle naturlige vann, over en pH-gradient fra 1-13. Av praktiske hensyn velger en derfor ofte å karakterisere de organiske syrene i vann med 1-3 pK-verdier (en til treprotiske). I en 3-protisk modell, vil derfor 1/3 av de organiske syrene opptre som sterke organiske syrer. Dette betyr at disse anionene vil være permanente anioner og ikke delta i noen pH-bufning på lik linje med de uorganiske sterksyre anionene. Siden alle sterksyre anioner bør inn i ANC-begrepet, bør også de sterkeste organiske syreanionene inngå. Hruska m.fl. [4] har arbeidet med svenske humusvann, og vi har derfor valgt å bruke deres beregnede gjennomsnittsverdi for ladningstetthet. Denne er angitt til å være 10.2  $\mu\text{ekv}/\text{mgC}$ . Mengden organiske sterksyreanioner som bør inngå i ANC blir da:  $(10.2/3)*\text{TOC}$ . Vi har foreløpig valgt å kalle denne ANC-verdien for  $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$ . Denne blir da:

$$\text{ANC}_{-1/3\text{org}} = \text{ANC} - (10.2/3)*\text{TOC}$$

Ved å inkorporere 1/3 av de organiske sterksyreanionene med de uorganiske sterksyrene i Reuss og Johnsons alkalitetskonsept, bibeholdes den viktige delen av konseptets anvendelighet, nemlig det at ANC komponentene ikke skal kunne påvirkes av variasjoner i  $\text{pCO}_2$ .

## Resultater og diskusjon

Vi har benyttet logistisk regresjonsanalyse for å teste  $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$  mot

fiskstatusmaterialet for norske innsjøer og sammenliknet disse resultatene med tilsvarende studium hvor den klassiske ANC-beregningen er benyttet på det samme datamaterialet [3]. Disse sammenhengene er vist for røye (figur 2), brunørret (figur 3) og abbor (figur 4). Ved bruk av logistisk regresjon og inndeling i tre fiskestatuskategorier (uskadd, påvirket og utdødd) forklarer klassisk ANC beregning 54% av variasjonene i fiskestatus, mot 56% hvis en benytter  $\text{ANC}_{1/3\text{org}}$ . Vi har ikke vurdert de ulike fiskeslag separat, men dette vil bli gjort i forbindelse med en mer omfattende publisering av dette arbeidet.

Klassisk ANC-beregning gir 95% sannsynlighet for at en bestand ikke er skadet ved en ANC-verdi under høst-sirkulasjon i en innsjø på 23  $\mu\text{ekv L}^{-1}$  for røye, 19  $\mu\text{ekv L}^{-1}$  for brunørret, og 14  $\mu\text{ekv L}^{-1}$  for abbor. Ved å bruke  $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$  oppnåes samme beskyttelse (95% sannsynlighet for ikke påvirket bestand) ved  $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$  verdier på 11  $\mu\text{ekv L}^{-1}$  for røye, 8  $\mu\text{ekv L}^{-1}$  for brunørret, og -2  $\mu\text{ekv L}^{-1}$  for abbor.

ANC korrigert for sterke organiske syrer tar i større grad hensyn til humusforholdene i innsjøene, sammenliknet med den klassiske ANC-beregningen. Videre dekker  $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$  bedre vannkjemi og fiskestatus i svært ionfattige klare sjøer som naturlig ikke vil kunne ha ANC verdier opp mot 20  $\mu\text{ekv L}^{-1}$ . ANC korrigert for sterke organiske syrer bør testes ut videre på et større fiskemateriale, hvor Sverige og Finland bør inngå. Da vil en i større grad også få testet ut denne metoden på mere humøse vann enn vi

har i Norge. Hvis metoden fortsatt viser seg å være bedre enn klassisk ANC-beregning, vil vi vurdere muligheten for å endre  $ANC_{\text{limit}}$  hvor Henriksen m.fl. [13] har tilpasset en glidene eller variabel  $ANC_{\text{limit}}$  til fiskestatus.

Hvis en ønsker å forbedre beskrivelsen av sammenhengene mellom vannkjemi og fiskestatus i forsurede vassdrag ytterligere, gjenstår bla et vesentlig arbeid med aluminium, spesielt relatert til Al-organiske komplekser. De sterkeste organiske syrene i humus er sterke fordi de har liten evne til å holde på protonet sitt. Men dette betyr ikke at uorganisk Al ikke har muligheter til å kompleksbindes til disse negative setene, siden enkle uorganiske Al-komplekser med høy ladning har stor kompleksbindingsevne. Det samme gjelder selvsagt også for de svakere organiske syrene. Samtidig synes det som om de høyeste konsentrasjoner av humus i vann finnes i områder med høy grunnvannstand. Typisk er myrområder og flate skogsområder, som i Nord Sverige og Finland, hvor grunnvannsnivået ofte kan være oppe i humus-sjiktet i lange perioder. "Teposeffekten" blir da langt sterkere. I slike områder vil en anta at nedbrytingen av organisk materiale går senere enn i oksygenrikere miljøer. Dette kan bety at i områder hvor grunnvann har muligheter til å stå lenge i organisk rike sjikt vil kunne inneholde mindre oksidert humus og derfor i større grad bestå av mindre sterke funksjonelle, anioniske grupper. Dette kan bla testes ved å studere humuskvaliteten fra ulike

områder med ulike humuskonsentrasjon og med ulik opphav (skogsmark, myr osv). En relevant måte å teste ulike bindingsforhold mellom aluminium og de organiske kompleksene er å titrere de ulike vanntypene med NaCl for å se hvor mye aluminium som kan frigjøres som uorganisk aluminium ved ulik ionstyrke. Dette vil være en form for kontrollerte sjøsalt-episode studier. Det er godt dokumentert at sjøsalter frigjør aluminium fra jordsmonnet [14,15]. Et slikt studium er svært relevant med hensyn til fiskestatus og vannkjemi, siden det kan være flere grunner til å tro at også enkelte organiske Al-komplekser kan ha negative effekter på fisk. Fiskegjellene er som kjent dekket med et beskyttende slimlag, som består av glykoproteiner, mycopoly-sakkarider, aminosyrer [16,17,18] og 95% vann [19]. Glykoproteinene er rike på sialinsyre med pK-verdier < 3 [20], noe som betyr at disse er fullstendig deprotonerte ved de pH-verdier som normalt finnes i naturlig vann. I tillegg vet vi at cellemembraner (også på fiskegjellen) består av fosfolipider, d.v.s fosfatgrupper. Dette betyr at både fiskeslimet, underliggende gjelleoverflate og løste organiske syrer konkurrerer om å kompleksbinde kationer som uorganisk aluminium. Kvaliteten og kvantiteten av disse komponentene er avgjørende for hvor aluminium kompleksbindes. Ved å studere aluminiumskjemien i en humusgradient ved tilsetninger av ulike konsentrasjoner av NaCl vil en kunne øke kunnskapene om transformasjonsprosesser mellom Al-organiske komplekser i vann og slim og fos-

fatgrupper på fiskegjeller. Ved et slikt studium vil en kunne anvende de fraksjoneringssteknikker vi i dag har for aluminium, som Barnes/Driscoll [21,22] og PCV-metoden [23].

## Referanser

[1] Reuss, J.O., Johnson, D.W. (1986) Acid deposition and the acidification of soils and waters. *Ecological studies*, Vol. 59, Springer, New York Berlin Heidelberg Tokyo.

[2] Bulger, A., Lien, L., Cosby, B.J., Henriksen, A. (1993) Brown trout (*Salmo trutta*) status and water chemistry from the Norwegian Thousand Lake Survey: statistical analysis. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 50, 575-585.

[3] Lydersen, E., Fjeld, E., Andersen, T. (1994) Fiskestatus og vannkjemi i norske innsjøer (Fish-status and water-chemistry in Norwegian lakes, In Norwegian with English summary) Norwegian Institute for Water Research (NIVA) Report - O-93172, LNR: 3002-94.

[4] Hruska, J., Köhler, S., Laudon, H., Bishop, K. (2001) Comparison of acid/base character of organic acids in boreal zone of Sweden and mountainous regions in the Czech Republic. *Water, Air, Soil Pollut.* (in press).

[5] Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E., Buan, A.K. (1996) Regional lake survey 1995. A water chemical survey of 1500 Norwegian lakes. The national moni-

toring programme for long-range transported air pollutants. Norwegian State Pollution Control Authority, Report 677/96.

[6] Schecher, W.D., Driscoll, C.T. (1987) An evaluation of uncertainty associated with aluminium equilibrium calculations. *Water Resour. Res.*, 23, 525-534.

[7] Schecher, W.D., Driscoll, C.T. (1988) An evaluation of the equilibrium calculations within acidification models: the effects of uncertainty in measured chemical compounds. *Water Resour. Res.*, 24, 533-540.

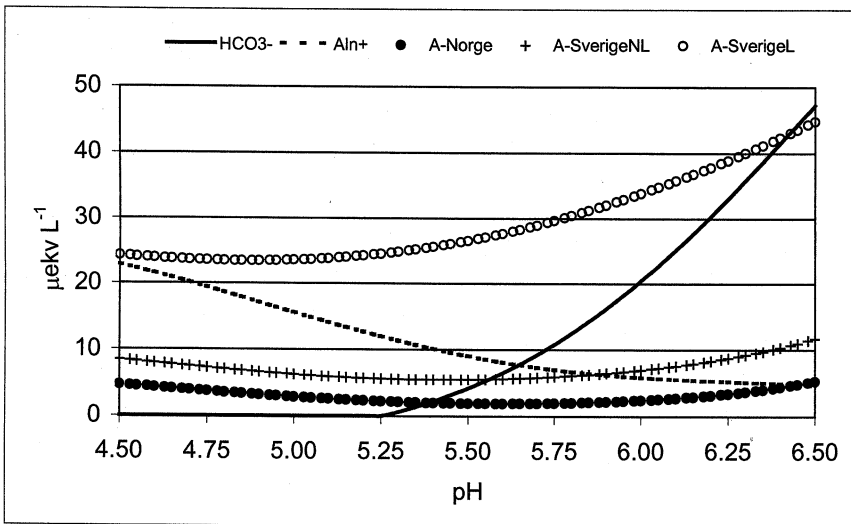
[8] Driscoll, C.T., Lehtinen, M.D., Sullivan, T.J. (1994) Modeling the acid - base chemistry of organic solutes in Adirondack, New York, lakes. *Water Resour. Res.*, 30, 297-306.

[9] Cronan, C.S., Aiken, G.R. (1985) Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. *Geochim Cosmochim Acta*, 49, 1697-1705.

[10] Eary, L.E., Jenne, E.A., Vail, L.W., Girvin, D.C. (1989) Numerical models for predicting watershed acidification. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 18, 29-53.

[11] Leuenberger, B., Schindler, P.W. (1986) Application of integral pK spectrometry to the titration curve of fulvic acids. *Anal. Chem.*, 58, 1471-1474.

- [12] Perdue, E.M., Reuter, J.H., Parrish, R.S. (1984) A statistical model of proton binding by humus. *Geochim Cosmochim Acta*, **48**, 1257-1263.
- [13] Henriksen, A., Fjeld, E. and Hesthagen, T. (1999) Critical load of exceedance and damage to fish populations. *Ambio*, **28**, 583-586.
- [14] Hindar, A., Henriksen, A., Toerseth, K., Semb, A. (1994) Acid water and fish death. *Nature*, **372**, 327-328.
- [15] Lydersen, E., Henriksen, A. (1995) Seasalt effects on the acid neutralizing capacity of streamwaters in southern Norway. *Nordic Hydrol.*, **26**, 369-388.
- [16] Fletcher T.C., Jones, R., Reid, L. (1976) Identification of glycoproteins in the goblet cells of epidermis and gill of plaice (*Pleuronectes platessa* L.) flounder (*Platichthys flesus* (L.)) and rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). *Histochem. J.*, **8**, 597-608.
- [17] Van de Winkel, J.G., Van Kuppevelt, T.H.M.S.M., Janssen, H.M.J., Lock, R.A.C. (1986) Glycosaminoglycans in the skin mucus of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Comp. Biochem. Physiol. [B]*, **85**, 473-475.
- [18] Lumsden, J.S., Ferguson, H.W. (1994) Isolation and partial characterisation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) gill mucin. *Fish. Phys. Biochem.*, **12**, 387-398.
- [19] Wold, C.M., Selset, R. (1977) Glycoproteins in the skin mucus of the char (*Salmo alpinus* L.) *Comp. Biochem. Physiol. [B]*, **56**, 215-218.
- [20] Clamp, J.R., Allen, A., Gibbons, R.A., Roberts, G.P. (1978) Chemical aspects of mucus. *Br. Med. Bull.*, **34**, 25-41.
- [21] Barnes, R.B. (1975) The determination of specific forms of aluminum in natural water. *Chem. Geol.*, **15**, 177-191.
- [22] Driscoll, C.T. (1984) A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic water. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, **16**, 267-283.
- [23] Dougan, W.K., and Wilson, A.L. (1974) The absorptiometric determination of aluminium in water. A comparison of some chromogenic reagents and the development of an improved method. *Analyst*, **99**, 413-430.
- [24] Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S., Brakke, D.F. (1988) Lake acidification in Norway - present and predicted chemical status. *Ambio*, **17**, 259-266.
- [25] Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S., Sevaldrud, I.S. (1989) Lake acidification in Norway - present and predicted fish status. *Ambio*, **18**, 314-321.



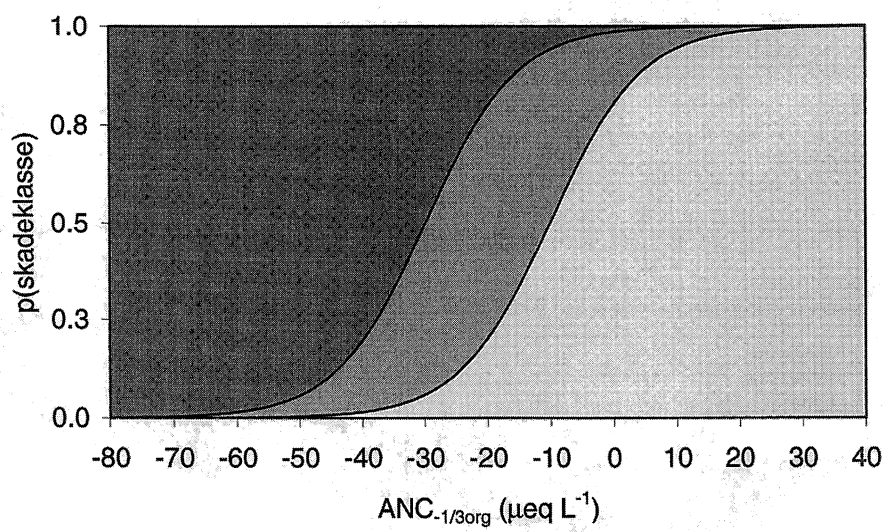
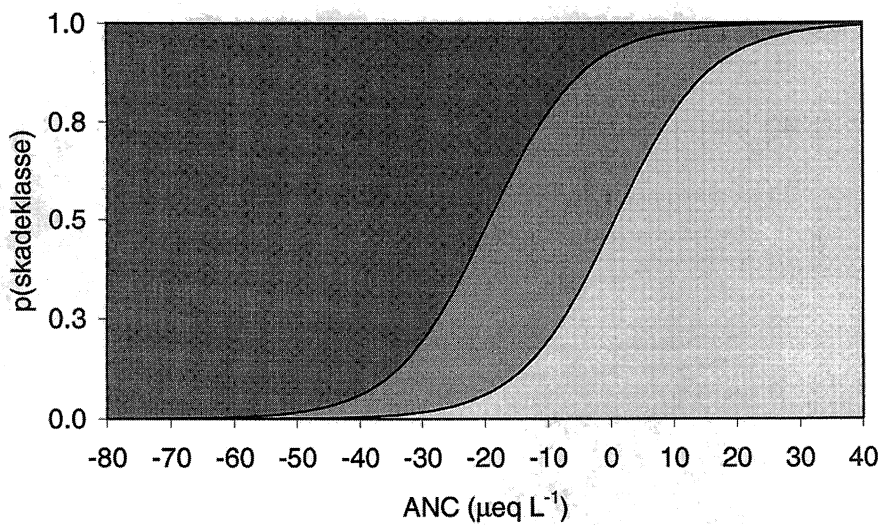
Figur 1. Teoretisk fordeling av bikarbonat (i likevekt med  $p\text{CO}_2$  i luft) og uorganisk aluminium ( $\text{Al}^{n+}$ ) tilsvarende  $10 \text{ mmol L}^{-1}$  ( $270 \text{ mg Al L}^{-1}$ ) i pH området 4.5-6.5. De andre kurvene viser beregnet fordeling av organisk anioner i forhold til medianverdier for kalkede (L) svenske sjøer (TOC:  $8.4 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $n = 3301$ ), ukalkede (NL) svenske sjøer (TOC:  $3.4 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $n = 805$ ) samt ukalkede norske sjøer (TOC:  $2.0 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $n = 993$ ). Disse data er fra Nordisk innsjøundersøkelse i 1995 [5]. Ladningstetthet og pK-verdier for syrene er etter Rhuska m.fl. [4], mens  $\text{Al}^{n+}$ -beregningene er etter Schecher og Driscoll [6,7].

	pK <sub>1</sub>	pK <sub>2</sub>	pK <sub>3</sub>	CD <sup>a</sup> Molseter/mol C	CD <sup>b</sup> µeq/mg C	Referanse
Monoprotic	4.45			0.135	11.3	[8]
Monoprotic	3.85			0.072	6.0	[9]
Diprotic	3.37	6.22		0.054	9.0	[6,7]
Diprotic	4.02	6.04		0.082	13.7	[8]
Triprotic	2.10	5.94	6.86	0.043	10.8	[6,7]
Triprotic	2.64	5.66	5.94	0.055	13.8	[8]
Triprotic	4.00	6.10	9.25			[10]
Triprotic	3.04	4.51	6.46	0.041	10.2	[4]
Fulvic acid	3.5	6.3				[11]
Carboxyls	3.66			0.061	5.1	[12]

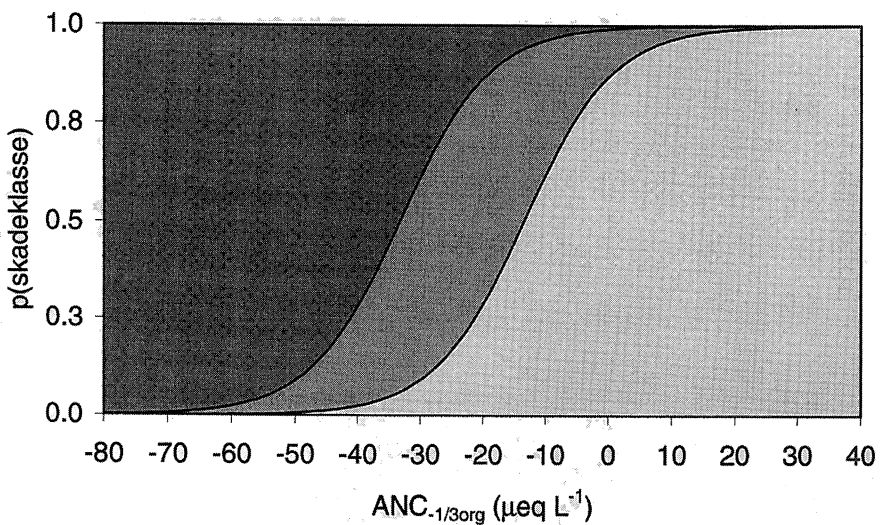
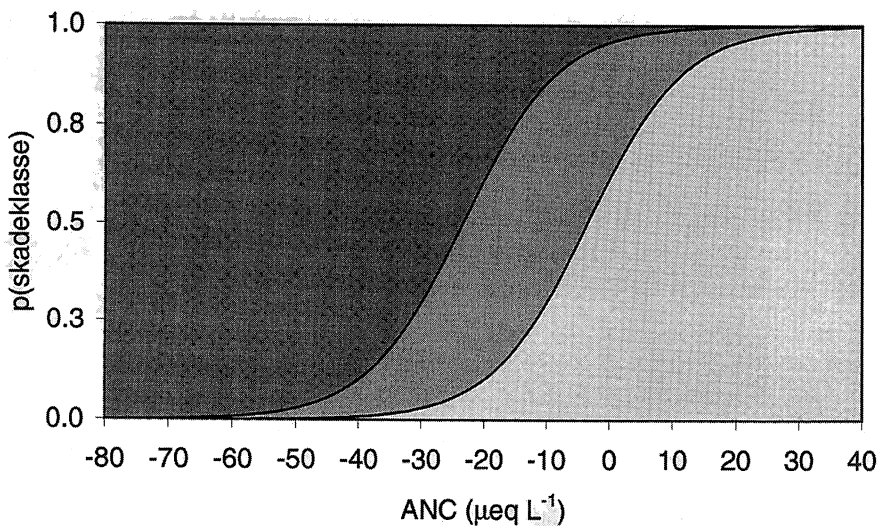
<sup>1</sup> Disse verdiene er brukt i spesieringsprogrammet Alchemi-Version 4.0 som er laget at de refererte forfatterne.

Tabell 1 Oversikt over noen pK-verdier og total konsentrasjoner av organiske syrefunksjonelle grupper (CD: charge density) basert på ulike studier. CD<sup>a</sup>: mol seter/mol C; CD<sup>b</sup>: mekv/mg C.

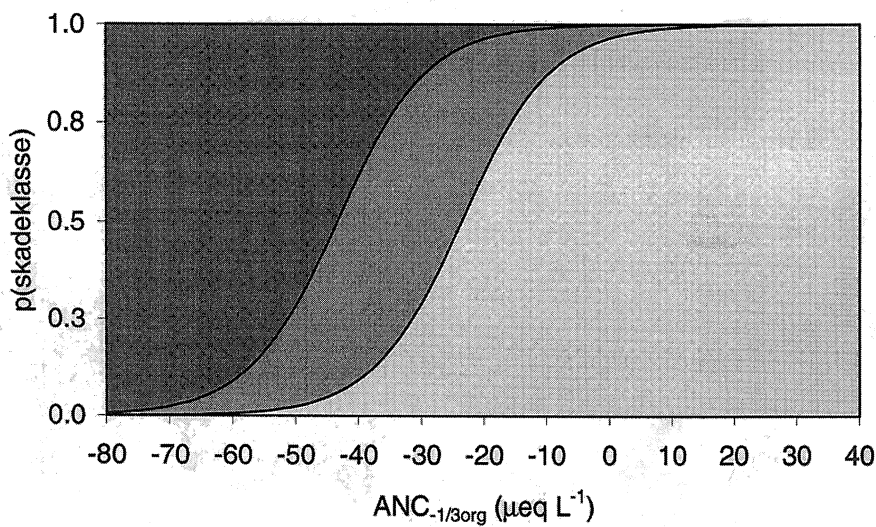
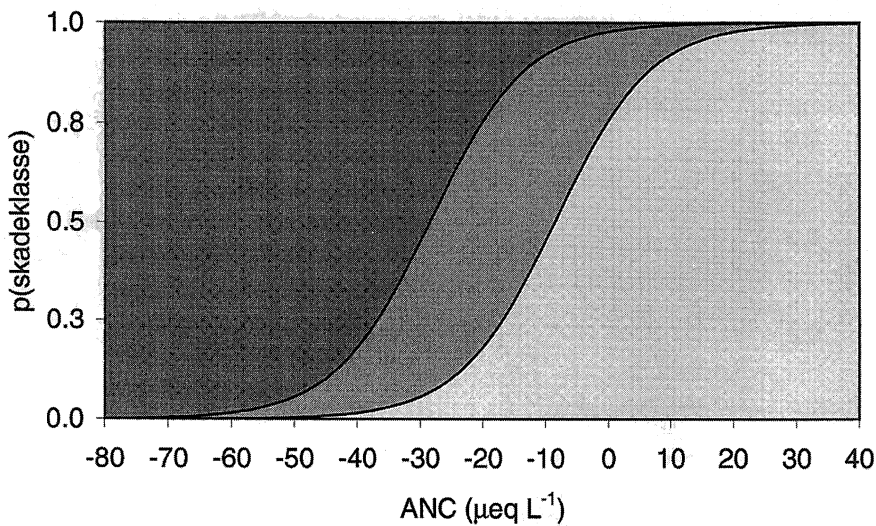




Figur 2 Sammenhenge mellom fiskestatus for røye (*Salvelinus alpinus*) og vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC), for både klassisk ANC beregning og organisk sterksyrekorrigert ANC ( $ANC_{-1/3org}$ ). Data baserer seg på innsjøundersøkelsen i 1985 [24,25].  $N = 66$ . ■ Utdødd, ■ Skadd, ■ Upåvirket.



Figur 3 Sammenhenge mellom fiskestatus for brunørret (*Salmo trutta*) og vannets syrenøytraliseringskapasitet (ANC), for både klassisk ANC beregning og organisk sterksyrekorrigert ANC ( $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$ ). Data baserer seg på innsjøundersøkelsen i 1985 [24,25].  $N = 546$ , ■ Utdødd, ■ Skadd, ■ Upåvirket.



Figur 4 Sammenhenge mellom fiskestatus for abbor (*Perca fluviatilis*) og vannets syrenøytraliseringskapasiet (ANC), for både klassisk ANC beregning og organisk sterksyrekorrigert ANC ( $\text{ANC}_{-1/3\text{org}}$ ). Data baserer seg på innsjøundersøkelsen i 1985 [24,25].  $N = 113$ , ■ Utdødd, ■ Skadd, ■ Upåvirket.