

Elektro-koagulering for humusfjerning

Av Eilen Arctander Vik

Eilen Arctander Vik er siv.ing. fra NTH og Ph.D. fra University of Washington. Hun er forskningsleder på NIVA.

*Presentert på «Vanndagene»
i Trondheim 1982.*

INNLEDNING

I Norge eksisterer det i dag flere små vannbehandlingsanlegg som har til hensikt å fjerne humus. I tiden fremover vil sannsynligvis flere nye anlegg bli bygget og det antas å bli et økende behov for enkle, små vannbehandlingsanlegg. I Norge skal små behandlingenheter tilgodese ca. 1 million mennesker. Fra Forsvaret er det uttrykt behov for små feltanlegg med store krav til effektivitet. I u-landssammenheng eksisterer det også et slikt behov, det samme gjelder fritidsbebyggelse.

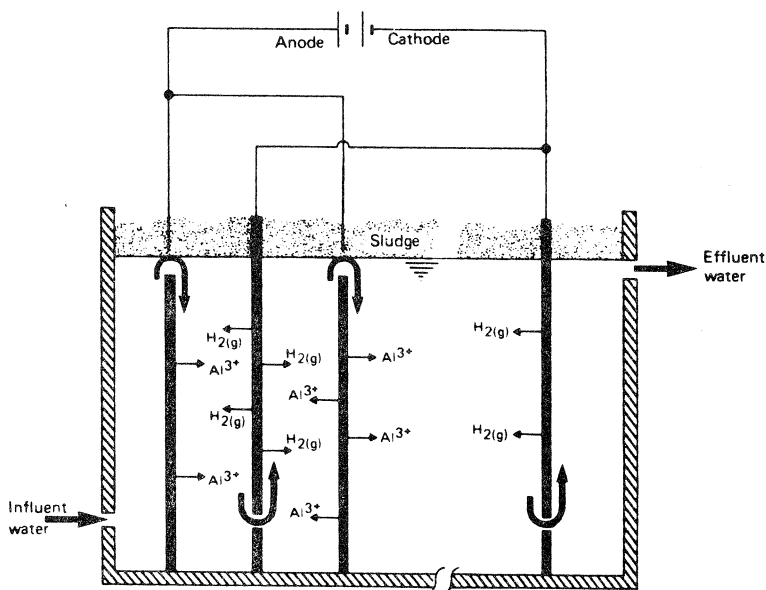
Konvensjonell vannbehandling (fullrensing); koagulering, flokkulering, sedimentering, filtrering, desinfisering og alkalisering er brukt i de fleste tilfeller for fjerning av humus.

Direkte filtrering antas imidlertid å være et kapitalsparende alternativ til fullrensing, idet sedimenteringsbassenget er utelatt. Alt slam som dannes i tilknytning til kjemikaliedoseringen vil i denne prosessen fjernes i filteret. Ved behandling av vann med høyt innhold av humus (høy farge) og eller høy turbiditet, er det vist (Culp, 1977; Logsdon et al., 1978) at driftstiden mellom hver spyling av filteret blir så kort at fordelene ved å utelate

sedimenteringsbassenget ikke lenger er til stede. For å øke driftstiden ved anlegg med slike problemer har man i USA foreslått bruk av polyelektrolytter som hjelpekoagulanter for å redusere behovet for aluminiumsulfat som vanligvis benyttes (Letterman and Logsdon, 1976).

Bruk av polyelektrolytter (hjelpekoagulanter) ved norske vannverk er pr. idag ikke allment akseptert av SIFF, og ved NIVA er det derfor i de senere år arbeidet med optimalisering av direkte-filtreringsprosessen med aluminium som felingskjemikalium. Man har i vel to år arbeidet med bruk av elektrolyse for dosering av aluminium. Prosessen går i korthet ut på at vann ledes forbi parallelle aluminiumsplater som er tilkoblet en likestrømskilde (24 V). Ved anodene oppløses aluminium, og ved katodene dannes hydrogengass. Dannelsen av hydrogengass resulterer i en økning av pH. Strømmingen mellom platene fører til koagulering og flokkulering av kjemikalier (her aluminium), mens gassdannelsen fører til flotasjon av slammet. Prinsippet er skissert på figur 1.

Prosessen som innebærer en kombinasjon av koagulering/flokkulering (elektrokoagulering) og flotasjon (elektroflotasjon), er tenkt bygget inn i et kompakt vannverk, se fig. 2.



Figur 1. Prinsipp for elektrolytisk dosering av aluminium (elektro-koagulering og elektro-flotasjon) (Vik, 1982).

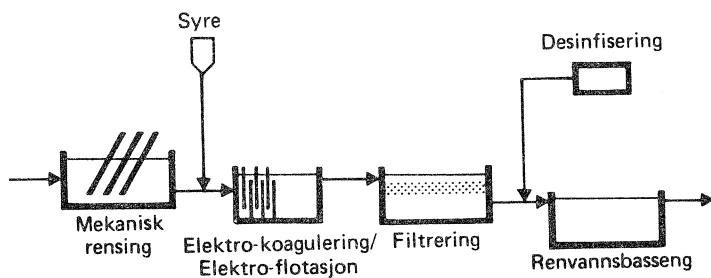
ELEKTRO-KJEMISKE PROSESSER FOR BEHANDLING AV VANN OG AVLØPSVANN

Historikk

Elektro-kjemiske prosesser ble tatt i bruk allerede i 1887, først og fremst for å desinfisere avløpsvann. Avløpsvannet ble tilsatt sjøvann og elektrolysert. Et anlegg ble installert i 1889 i London og var i drift i 10 år. I 1889 ble et anlegg bygget i Salford i England for å rense kanalvann. Elektrodene var her laget av jern, og sjøvann ble tilsatt som klorkilde for å desinfisere vannet. I 1909 ble det tatt ut patent på rensing av avløpsvann ved elektrolyse. Her ble jern- og aluminiums-elektroder brukt. Rundt 1910 ble anlegg bygget opp i USA (Miller and Knipe, 1963). Elektrodene var av stål og avløps-

vannet ble tilsatt kalk foran elektrolyse-cellen. Alle anleggene ble funnet tilfredsstillende med hensyn til vannkvalitet og lukt. Rundt 1930 ble alle disse anleggene funnet uaktuelle på grunn av driftskostnadene forbundet med bl.a. fjerning av slam fra sedimenteringstanken.

Føyn (1950) tilsatte sjøvann til avløpsvann og anvendte elektro-koagulering for fjerning av fosfor. Sjøvannets magnesium ble utfelt som $Mg(OH)_2$ ved høy pH. Klorid-ionene i sjøvann ble oksydert til klorgass ved anoden samtidig som hydrogen gass ble dannet ved katoden. Adsorpsjon av partiklene og kolloidene i vannet til $Mg(OH)_2$ gav et slam som floterte på grunn av hydrogengass-utviklingen. Etter relativt kort tid bygget et tynt belegg med $CaCO_3$ seg opp på katodene og re-



Figur 2. Prinsippskisse av anlegg med elektro-koagulering/elektroflotasjon og filtrering.

duuerte hydrogen gass dannelsen og der- ved effektiviteten av flotasjonsprosessen. Føyn's elektrolyseprosess ble funnet å være svært effektiv med hensyn til fosfor, nitrogen og organisk stoff fjerning. Sammenlignet med biologisk rensing fant man imidlertid prosessen kostbar.

Elektro-koagulering er også blitt brukt i behandling av vann fra næringsmiddel industri (Beck et al., 1974). Elektro-koaguleringen ble sammenlignet med kjemisk rensing etterfulgt av flotasjon (opløst luft). Fnoekkdannelsen var rask i begge prosesser (2 min). Ved flotasjon med oppløst luft var det nødvendig med 10 til 20 min. oppholdstid for å oppnå en relativ effektiv flotasjon av slammet, mens 2—3 min. var tilstrekkelig ved elektroflotasjon. Her floterte også alt slammet, i motsetning til ved flotasjon med oppløst luft der en del av slammet sedimenterte.

Allerede i 1925 i Sovjetsamveldet, ble jernelektroder brukt for elektrokoaguler- ing av drikkevann (Strokach, 1975). Stuart (1946) introduserte samme prosess i USA i 1946 for å fjerne humus fra drikkevann, men her ble aluminiumselektroder brukt. Holden (1956) behandlet vann fra Severn Elva. To anlegg, hver med kapasitet på 17 m³/h ble kjørt i parallell. Hvert anlegg besto av en fo:se-

dimeringstank, et koagulerings-/flok- kuleringstrinn, en sedimenteringstank og til slutt et sandfilter. Koagulerings-/flok- kuleringstrinnet var forskjellig i de to an- leggene. Det ene anlegget hadde en elek- trolyse-celle med jernelektroder, mens det andre doserte aluminium og jern til blan- detanker. Renseresultatene var svært like. Anleggene ble kjørt i to perioder på tre måneder. Driftskostnadene var også om- trent de samme. Kapitalkostnadene ble funnet vanskelig å vurdere. Elektrolyse- prosessen ble favorisert med hensyn til renhet og nøyaktighet i doseringen.

Elektrolytisk dosering av aluminium

Faraday's lov beskriver sammenhengen mellom strømtettheten (Strøm pr. areal- enhet av elektrodene) og vekten av det materiale som reagerer pr. arealenhet.

$$w = \frac{itM}{ZF}$$

w = vekten av materiale som reagerer pr. arealenhet (g/cm²)

i = strømtetthet (A/cm²)

t = tiden (s)

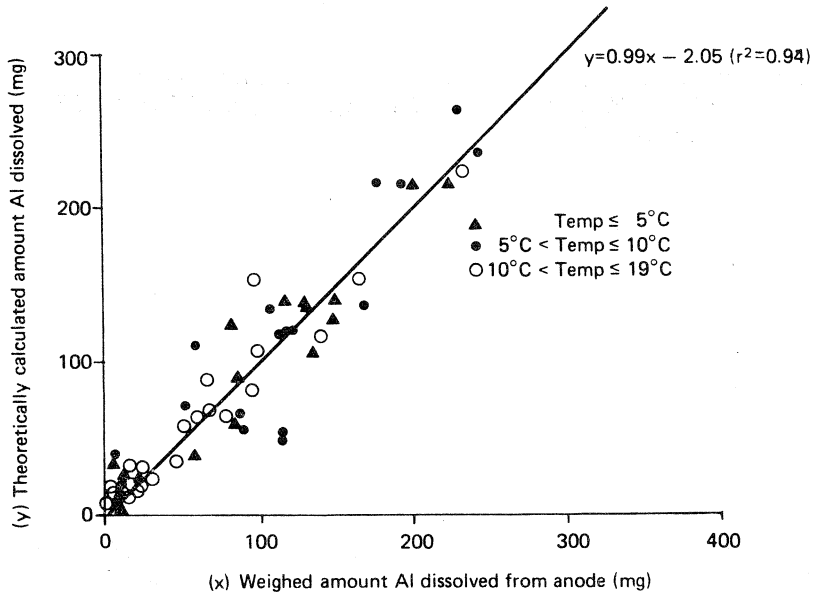
M = molekylvekten (her Al, M = 27)

Z = antall elektroner involvert i oksydasjons-/reduksjonsreaksjonen (her Al, Z = 3)

F = Faraday's konstant = 96 500

Ved forsøk i laboratorieskala ble teore-

tisk beregnet mengde aluminium oppløst ved ulike strømtettheter sammenlignet med observert mengde aluminium oppløst, (se fig. 3). Sammenhengen er svært god, og Faraday's lov kan anvendes til beregning av Al-doseringen.



Figur 3. Teoretisk beregnet mengde Al oppløst som funksjon av observert mengde Al oppløst. (Vik, 1982).

Spenningen som er nødvendig for å oppnå ønsket strømtetthet, n_{AP} (applied potential) defineres til å bestå av tre ulike spenninger (lign. 2).

$$n_{AP} = n_K + n_{MT} + n_{IR} \quad (2)$$

der n_{AP} = målt overspenning (V)

n_K = kinetisk overspenning (V)

n_{MT} = masse transport overspenning (V)

n_{IR} = løsningens motstands polarisasjon (V)

Motstanden i vannet kan minimeres ved å redusere avstanden mellom platene, øke arealet av platene eller øke lednings-evnen av vannet, lign. 3.

$$n_{IR} = I \times \left(\frac{d}{A \times \kappa} \right)$$

der I = strømmen (A)

d = avstanden mellom platene (m)

A = aktivt areale av anodene (m^2)

κ = spesifikk ledningsevne (S/m)

Masse transport-overspenning, n_{MT} , kan reduseres ved å øke transporten av Al-ioner fra anodeoverflaten til resten av vannet, dvs. bedre innblanding mellom platene.

ELEKTRO-KOAGULERING AV HUMUS

Eksperimentelt

Flere ulike vannkilder med varierende konsentrasjoner av organisk stoff har vært undersøkt. Detaljer omkring vannkvaliteten er beskrevet av Vik (1982) og noen data er sammenstilt i tabell 1.

Tabell 1. *Vannkvalitetsdata for vannkilder i elektro-koaguleringsforsøk. Turbiditet er målt på ufiltrert prøve. De øvrige analyser er gjort på filtrerte (GF/C) prøver. (Vik, 1982).*

Parameters	Lakes					
	Sperillen	Dragsjøen	Tjernsmotjern	Asketjern	Småputten	Hellerudmyra
Turbidity (NTU)	0.75	3.5	0.9	0.35	0.95	0.9
Color (mg Pt/l)	10	75 - 78	110 - 140	42 - 39	44 - 78	105 - 110
UV-absorption (cm^{-1}) at 253.7 nm	0.089	0.43 - 0.44	0.53 - 0.65	0.25	0.26 - 0.35	0.50 - 0.52
TOC (mg C/l)	2.3	9.5 - 9.7	12.2 - 15.6	6.5 - 6.6	5.9 - 9.6	10.8 - 12.2
Spec. conductivity ($\mu S/cm$)	29	43 - 44	29 - 55	38 - 40	83 - 115	29 - 35
pH	6.9	6.2 - 5.9	6.0 - 6.5	5.8 - 6.3	6.2 - 7.3	4.3 - 4.9
Alkalinity (meq l)	0.13	0.12 - 0.14	0.08 - 0.14	0.06 - 0.11	0.40	~ 0

Forsøkene med elektro-koagulering er utført i to faser, der fase 1 har inneholdt kontinuerlige forsøk i laboratorieskala med en elektrolyse-celle som behandlet 0,17 l vann/min. Forsøksoppsettet er beskrevet i figur 4.

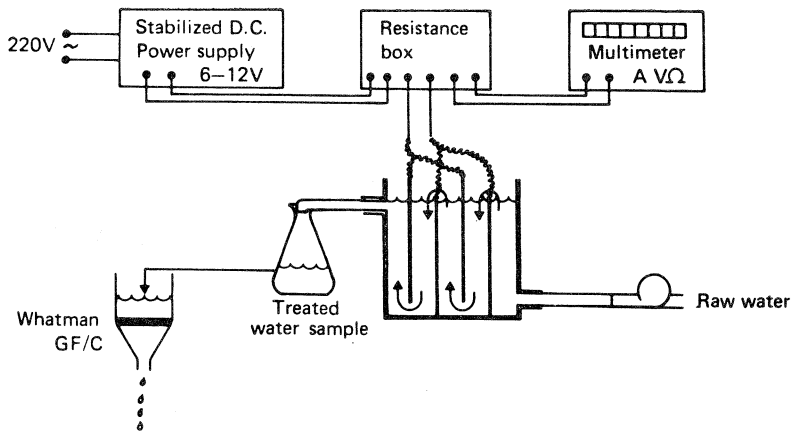
Fase 2 har inneholdt forsøk i pilot målestokk med en elektrolyse-enhet som kan behandle 600 l/h. Detaljer av elektrolyse-cellen er beskrevet i figur 5. Kun vann fra Småputten ble brukt i disse forsøkene.

Resultater og diskusjon

Elektro-koagulering medfører en pH økning av rensert vann. Koaguleringsforsøk ble utført med vann fra Tjernsmotjern

ved ulike aluminiumsdoseringer, oppgitt som ladning $I \times t$ (Coulombs), der I = strømmen (A), t = tiden (sek.). Al-doseringen (mg Al/l) = $0,01209 \times$ ladning (Coulombs). Naturlig vann fra Tjernsmotjern ble pH justert til pH = 2,0; 2,8; 3,9; 4,5; 5,5 og 6,9. Naturlig vann varierte i pH mellom 6,0 og 6,5. I figur 6 er pH fremstilt som funksjon av Al-doseringen (oppgitt som Coulombs). I alle forsøkene økte pH med økende Al-dosering og stabiliserte seg ved en dosering på 600 Coulombs eller 7,3 mg Al/l.

I de samme forsøkene ble restkonsentrasjonene av organisk stoff (TOC) målt som funksjon av Al-doseringen. Disse resultatene er fremstilt i figur 7.

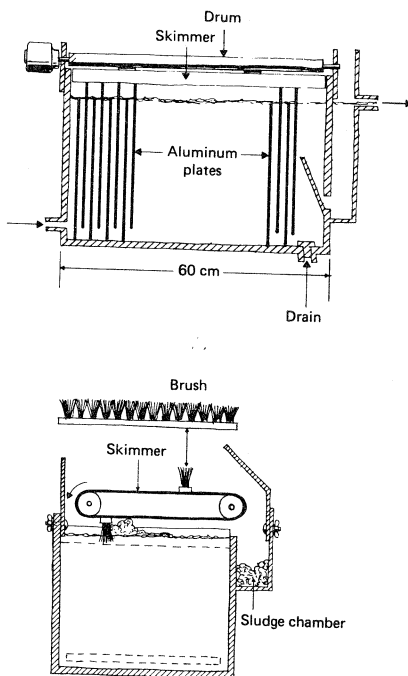


Figur 4. Forsøksoppsett for laboratorieskala eksperimenter med elektro-koagulering av humus. (Vik, 1982).

Av figuren kommer det tydelig fram at så lenge pH av råvannet ligger mellom 3,9 og 6,0 — 6,5 (naturlig vann), så oppnår man samme rensegrad for samme Al-dosering. Høyere og lavere pH øker behovet for aluminium for å oppnå samme resultat.

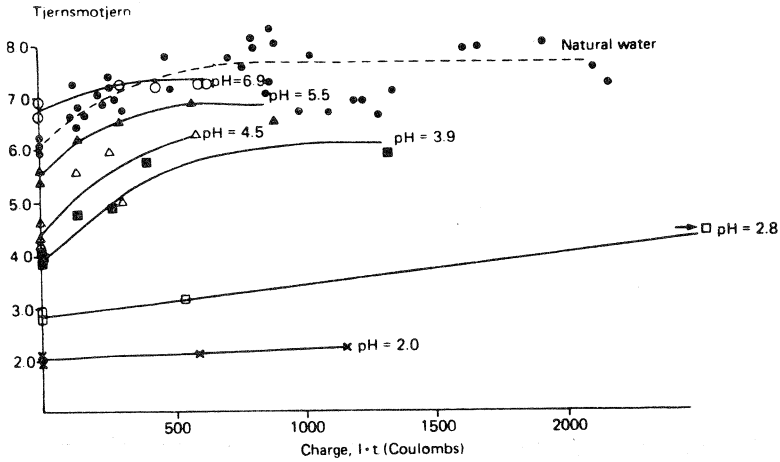
Vann fra Småputten hadde pH = 7,3. Dette vannet ble pH justert til 4,8, og samme type forsøk ble gjennomført. UV absorpsjon av Al-doseringen er presentert i figur 8, og viser tydelig at pH justering av dette råvannet ville redusere kjemikaliebehovet betraktelig.

Resultater fra forsøk med de ulike vann-typerne er summert i tabell 2. Av tabellen ser man at prosent TOC fjerning varierer for de ulike vannkildene. Dette har etter all sannsynlighet sammenheng med humusens karakter, f.eks. molekylstørrelse. Forsøk har vist at humus fra ulike vannkilder har ulik molekylvekt. Resultater tyder på at humus med relativ høy molekylvekt er enklere å fjerne ved koagulering enn humus med relativ lav molekyl-



Figur 5.

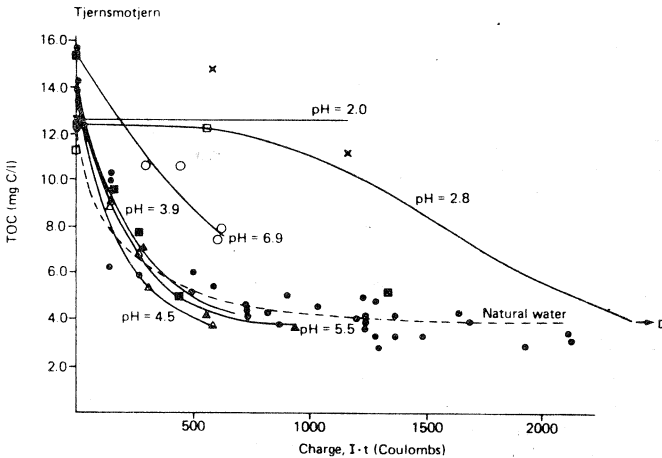
Detaljer fra elektrolyse-cellen brukt i forsøk i halvteknisk målestokk. (Vik, 1982).



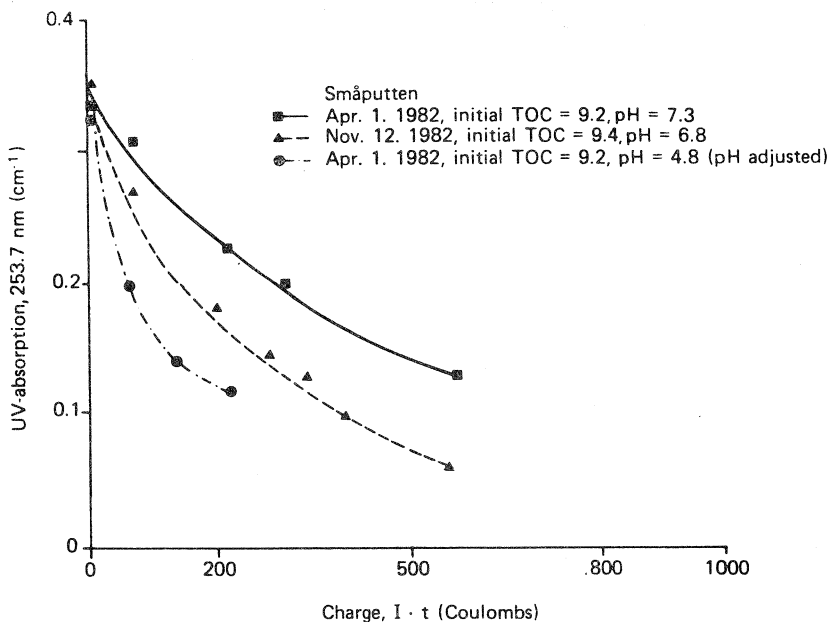
Figur 6. Elektro-koagulering av humus, pH som funksjon av Al-doseringen (oppført som Coulombs.)

vekt. (Vik, 1982). TOC er den beste parameteren for å angi humus konsentrasjon. Oppnåelig fargefjerning varierer mellom

83 og 90 prosent. TOC fjerningen er adskillig lavere, varierende mellom 57 og 87 prosent og angir det mest korrekte



Figur 7. Rest konsentrasjoner av organisk stoff ved elektro-koagulering ved ulike Al-doseringer for pH justert råvann.



Figur 8. Rest konsentrasjon av organisk stoff (målt som UV absorpsjon) som funksjon av Al-dosering (målt som ladning, Coulombs) for ulike råvanns pH.

resultatet med hensyn til humus fjerning (organisk stoff fjerning).

En detaljert sammenligning mellom resultatene oppnådd ved konvensjonell koagulering og elektro-koagulering er gjennomført og resultatene er presentert i tabell 3.

Ved en sammenligning av de to metodene fremkommer bl.a. følgende forskjeller: Saltinnholdet for konvensjonelt behandlet vann vil være høyere på grunn av sulfat doseringen, mens elektro-koagulert vann vil ha høyere pH, og høyere rest av aluminium. Høyere rest-aluminium

konsentrasjoner på behandlet vann ved elektro-koagulering har også vært diskutert av Hanæus (1979).

KONKLUSJONER OG VIDERE ARBEID

Elektro-koagulering har vist seg svært effektiv med hensyn til humusfjerning. Prosessen er svært enkel i drift. Ved behandling av humusvann med lav pH (4–6) er det ikke behov for pH justering for å oppnå optimal fjerning av humus. Det kan imidlertid være nødvendig med pH justering for å oppnå lave restkonsentrasjoner av aluminium. Al-doseringen er enkel å regulere ved hjelp av strømstyrken.

Tabell 2. Sammenstilling av resultater fra elektro-koagulering av humus fra ulike vannkilder. (Vik, 1982).

Water sources Data	Tjernsmotjern	Dragsjøen	Aasketjern	Sperille	Hellerudmyra	Småputten
TOC (mg C/l):						
Raw water	14.0	9.5	6.2	2.3	11.0	9.2
Treated water	4.0	3.0	2.2	1.0	2.0	3.4
% removal	71	68	65	57	82	63
UV-absorption (cm ⁻¹):						
Raw water	0.60	0.43	0.25	0.065	0.52	0.35
Treated water	0.060	0.073	0.032	0.027	0.032	0.056
% removal	90	83	87	70	94	84
Color (mg Pt/l):						
Raw water	125	76	45	10	110	64
Treated water	5.0	5.0	0	0	1	5
% removal	96	93	100	100	99	92
Chemical dosage:						
Charge (Coulombs)	700	500	400	200	450	540
Al (mg Al/l)	8.5	6.1	4.8	2.4	5.5	6.6
Al dosage/mg C removed (mg Al/mg C)	0.85	0.94	1.2	1.8	0.61	1.13
Applied potential (V)	5.0	3.0	3.0	2.2	8.3	1.2
pH:						
Raw water	6.1	6.0	5.8	6.9	4.4	6.8
Treated water	8.0	7.7	7.0	7.8	6.5	7.4
Specific conductivity (µS/cm):						
Raw water	45	43	35	29	33	102
Treated water	43	33	35	25	17	100

Prosessen krever lav oppholdstid sammenlignet med konvensjonell koagulering/flokkulering. En effektiv flotasjon av slammet medfører at en liten enhet kan erstatte koagulering, flokkulering og sedimentering i et konvensjonelt anlegg samtidig som hoveddelen av slammet fjernes før filtrering. En optimalisering av utformingen av enheten med hensyn til flo-

tasjonsprosessen og strømtilkoblingen er under utarbeidelse.

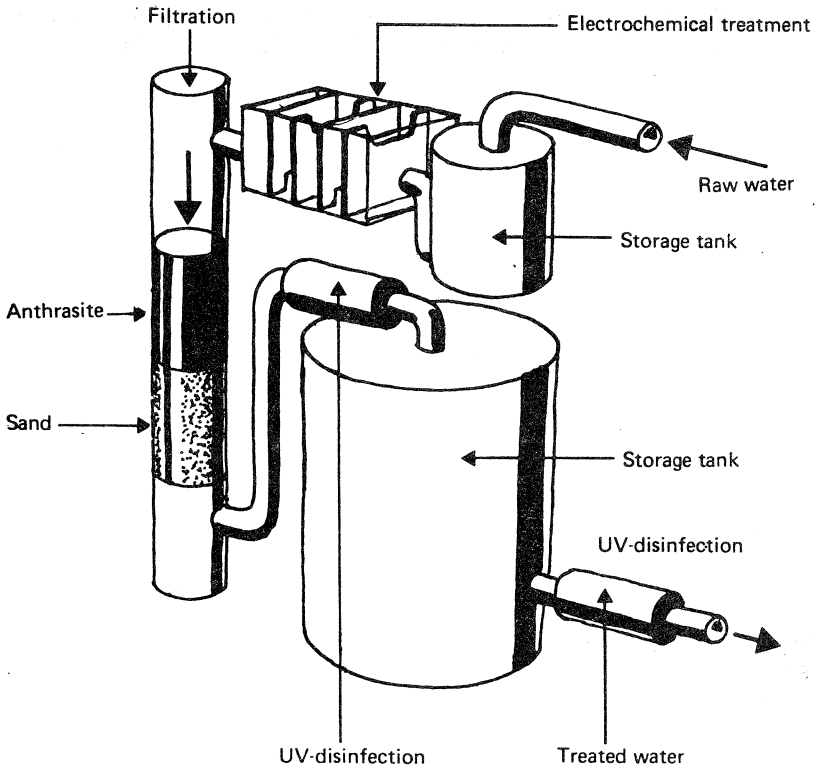
NIVA samarbeider nå med Aqua Care (IFA) for utvikling av et minivannverk for behandling av små vannmengder. Dette anlegget vil basere seg på elektrokoagulering og bestå av enhetene vist på figur 9.

Tabell 3. Rest konsentrasjoner av behandlet vann. Sammenligning mellom konvensjonell Al-sulfat koagulering og elektro-koagulering. (Vik, 1982).

Process Parameters	Water Quality		
	Raw water	Electro-chemically treated	Conventionally treated
Color (mg Pt/l)	80	3	3
pH	4.8	7.0	5.9
Spec. cond. (μ S/cm)	35	20	114
Ca (mg/l)	1.08	0.76	1.09
Mg (mg/l)	0.27	0.14	0.24
Fe (μ g/l)	130	10	20
Al (μ g/l)	290	330	40
Na (mg/l)	1.05	1.63	1.49
K (mg/l)	0.32	0.41	1.87
Mn (μ g/l)	34	20	32
Cu (μ g/l)	37	16	23
Pb (μ g/l)	1.9	<0.5	0.5
NO ₃ (μ g/l)	<10	<10	<10
SO ₄ (mg/l)	4.6	2.4	32
Cl (mg/l)	1.3	1.2	2.6
F (mg/l)	<0.1	<0.1	<0.1

LITTERATUR REFERANSER

1. Beck, E. C., Giannini, A. P. and Ramirez, E. R. (1974): Electrocoagulation Clarifies Food Wastewater. *Food Technology* (Feb.)
2. Culp, R. L. (1977): Direct Filtration. *Journal of American Water Works Association*, Vol. 69, No. 7: 35.
3. Hanæus, J. (1979): Elektrolytisk dosering vid kemisk fällning av ytvatten. Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Publikation B 79 : 1.
4. Holden, W. S. (1956): Electrolytic Dosing of Chemicals. Proceedings of the Society for Water Treatment and Examination. Vol. 5 p. 120.
5. Letterman, R. D. and Logsdon, G. S. (1976): Survey of Direct Filtration Practice. Preliminary Report. Presented at *American Water Works Association Annual Conference*, New Orleans, L. A. (June).
6. Logsdon, G. S., Clark, R. M. and Tate, C. H. (1978): Costs of Direct Filtration to Meet Drinking Water Regulations. Presented at *American Water Works Association Annual Conference*, Atlantic City, N.J. 1977 — G.



Figur 9. *Minivannverk med elektro-koagulering.*
Utviklingsprosjekt i samarbeid med Aqua Care.

8. Miller, H. C. and Knipe, W. (1963): Electro chemical treatment of municipal wastewater. Final Report. U.S. Public Health Service. Div. of Water Supply and Pollution Control. Contract No. pH 86-62-113.
9. Strokach, P. P. (1975): The prospects of using anodic dissolution of metal for Water Purification. *Electro-chemistry in Industrial Processing and Biology*. Eng. Transl. No. 4 Jul/Aug., p. 39.
10. Stuart, F. E. (1946): Electronic Principle of Water Purification. *Journal of the New England Water Works Association*, 60 : 3 : 236.
11. Vik, E. A. (1982): Treatment of Potable Water: Containing Humus by Electrolytic Addition of Aluminium. Ph.D. dissertation, Dept. of Civil Eng. Univ. of Washington, Seattle, June.