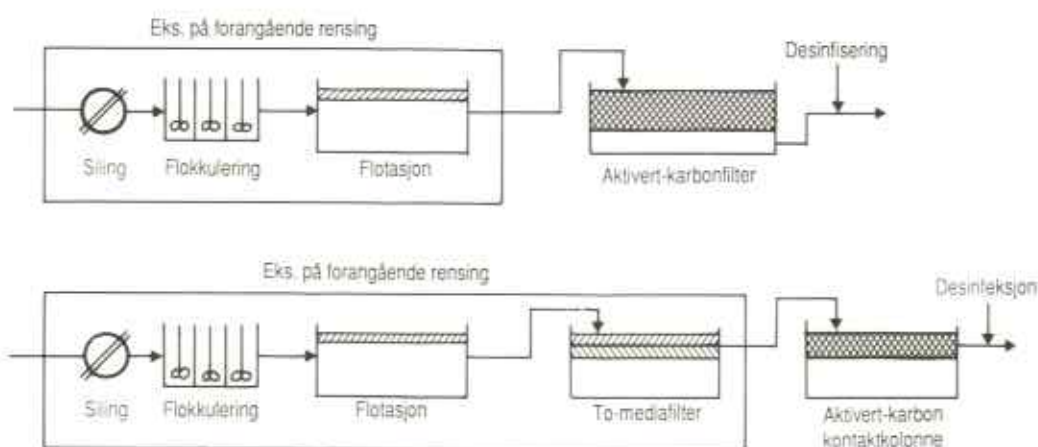


Prosjektrapport

Driftsovervåking av **AKTIVERT KARBONFILTER**



Norske VAR-selskapers forening

NORVAR-rapport

Norske VAR-selskapers forening

Postadresse: 2312 OTTESTAD
Besøksadresse: HIAS, Sandvika (Ottestad)
Telefon: 065 76255

Rapportnummer:	15 - 1991
Dato:	30. april 1991
Antall sider (inkl. bilag)	54
Tilgjengelighet:	☒ Åpen ☐ Begrenset

Rapportens tittel:

DRIFTSOVERVÅKING AV AKTIVERT KARBONFILTER

Forfatter(n):

Ragnar Storhaug, Aquateam A/S, Norsk vannleknologisk senter A/S

Ekstrakt:

Rapporten omtaler egenskapene ved aktivert karbon. Det er lagt hovedvekt på drift/driftskontroll og bestemmelse av tidspunkt for regenerering. I vedlegg er det beskrevet metode for prøvetaking i filterseng, bearbeiding av data samt eksempel på analyseprosedyre for Göteborgs Vatten- och Avloppsverk.

Enneord, norske:

Aktivert karbonfilter
Driftskontroll

Enneord, engelske:

Activated Carbon Filters
Process Control
Operation

Andre utgaver:

82-414-0016-0

FORORD

Rapporten "Driftsovervåking av aktivert karbonfilter" er finansiert av NTNF's program for drikkevannsforskning og Nedre Romerike vannverk. NTNF's program for drikkevannsforskning fant det nødvendig å ta initiativet til en slik veileder for at de vannverk med aktivert karbonfilter som er i drift i Norge, skal drives mest mulig optimalt.

Nedre Romerike Vannverk er i ferd med å bygge et reaktiveringsanlegg for aktivt karbon og er spesielt interessert i dette temaet av den grunn.

Rapporten er skrevet av siviling. Ragnar Storhaug, Aquateam A/S. Den er videre gjennomgått av Tibor Nemeth, Göteborg, som gjennom mange år som laboratoriesjef ved vannverket i Göteborg har erfaringer med drift av aktivert karbonfilter.

Med dette vil vi takke dem som har bidratt til at rapporten er skrevet.

Ottestad, 30. april 1991

Svein Erik Moen

INNHOLD

FORORD	1
1.0 GENERELT OM AKTIVERT-KARBON	4
1.1 Fysiske egenskaper	4
1.2 Aktiveringsprosessen	4
1.3 Anvendelsen av aktivert-karbon ved behandling av drikkevann	6
2.0 GENERELT OM TILBAKESPYLING AV AKTIVERT-KARBONFILTER OG KONTAKTKOLONNER	9
3.0 DRIFTSKONTROLL	11
3.1 Generelt	11
3.2 Driftskontroll av aktivert-karbonfilter	11
3.3 Driftskontroll av aktivert-karbon kontaktkolonner	12
3.4 Biologisk vekst	13
4.0 BESTEMMELSE AV TIDSPUNKT FOR REGENERERING	15
4.1 Generelt	15
4.2 Eksempel på konsentrasjonskrav til det behandlede vannet	15
4.3 Analyse av lukt-forbindelser ved open-loop stripping	16
4.4 Eksempel på karakterisering av filterets kapasitet ved hjelp av indirekte parametre	17
4.5 Forslag til kontrollprogram for driftsovervåking av aktivert-karbonfilter og kontaktkolonner	21
5.0 BEARBEIDING AV DATA	23
5.1 Generelt	23
5.2 Tidskurver	23
5.3 Kumulative kurver	24
5.4 Kumulativ kurve som viser tilført og fjernet stoffmengde	26

6.0	REGENERERING AV AKTIVERT-KARBON	28
6.1	Kortfattet beskrivelse av regenereringsprosessen	28
6.2	Prøvetaking før og etter regenerering	30
7.0	REFERANSER	32
	VEDLEGG 1: Metoder for prøvetaking i filterseng	33
	VEDLEGG 2: BEARBEIDING AV DATA	37
	VEDLEGG 3: ANALYSEPROSEDYRER FRA GØTEBORGS VATTEN OCH AVLOPPSVERK	42

1.0 GENERELT OM AKTIVERT-KARBON

1.1 Fysiske egenskaper

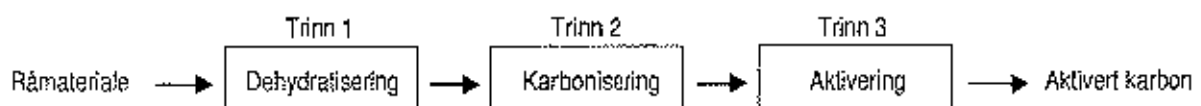
Aktivert karbon anvendes for fjerning av organiske forurensninger fra vann ved adsorpsjon. Adsorpsjon i denne sammenheng betyr at organiske forbindelser i vannfasen blir akkumulert på overflaten av karbonpartiklene.

Karbonpartiklene har på grunn av sin porøse struktur en svært stor overflate. Avhengig av råstofftypen som benyttes ved framstillingen og framstillingsprosessen, varierer overflaten på karbonpartiklene i området 500-1.400 m²/g. Hoveddelen av arealet som er tilgjengelig for adsorpsjon er arealet av poreveggene. Diameteren på porene er av molekylstørrelse. Dette betyr at store molekyler ikke vil klare å trenge inn i de minste porene.

Aktivert karbon framstilles ved aktivering av ulike karbontyper, bl.a. tre, kull, torv, lignin og kokosnøttskall.

1.2 Aktiveringsprosessen

Framstilling av aktivert-karbon skjer i en tre-trinns prosess. Skjematisk er dette vist i figur 1.



Figur 1. Skjematisk presentasjon av aktiveringsprosessen.

Råmaterialet dehydreres i trinn 1 gjennom langsom oppvarming (opp til ca. 120 °C) uten tilgang på oksygen. I karboniseringsprosessen (trinn 2) overføres råstoffet til elementært karbon, bestående av en blanding av tjære, amorf karbon og krystallinsk karbon. Dette skjer ved en temperatur på 270-280 °C. I denne prosessen kan porene tettes igjen av tjære og andre avfallsstoffer, men dette blir fjernet i aktiveringsprosessen (trinn 3).

Aktiveringen er en to-steps prosess som innebærer at amorf avfallsprodukter (tjære) brennes, og porene i det karboniserte materialet utvides. Brenningen frigjør poreåpningene og øker poreantallet.

Normalt benyttes damp eller CO₂ som aktiveringsmiddel (damp er mest benyttet). Dampen har en temperatur på fra 750 til 950 °C. Figur 2 viser poredannelsen i en aktivert-karbonpartikkel. Figur 3 viser et scanning-elektronmikroskop av en karbonpartikkel.

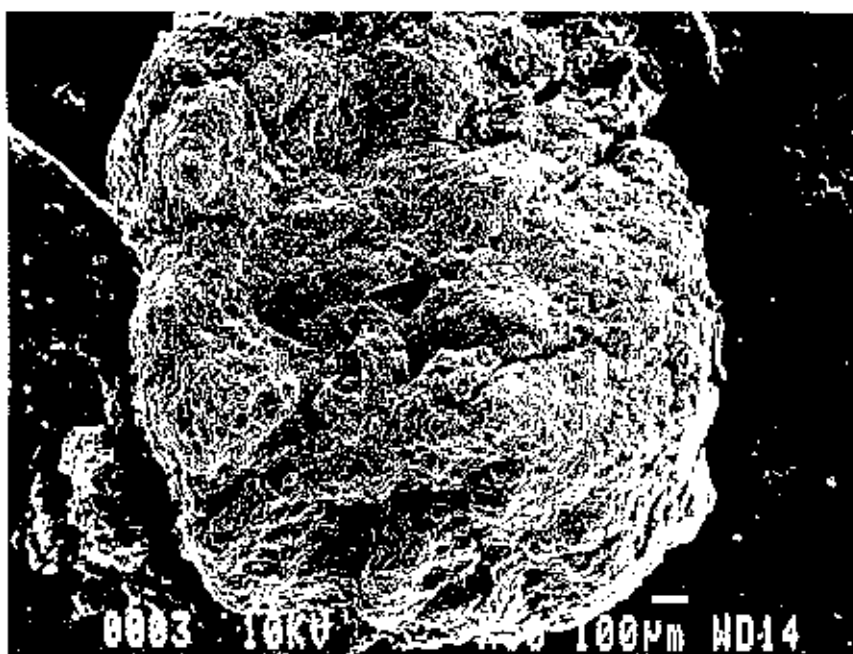


Figur 2. Skjematisk framstilling av poredannelsen i en karbonpartikkel etter aktiveringsprosessen.

1.3 Anvendelsen av aktivert-karbon ved behandling av drikkevann

Aktivert-karbon benyttes i to hovedformer i vannrenseteknikken:

- granulert aktivert-karbon (GAC)
- aktivert-karbon i pulverform (PAC).



Figur 3. Elektronmikroskopbilde av en karbonpartikkel.

Tabell 1 viser de fysiske hovedforskjellene på GAC og PAC.

Tabell 1. Fysiske data for granulert- og pulverisert aktivert-karbon (GAC og PAC)

	GAC	PAC
Volumvekt (tørrvolum) (g/cm ³)	0,42 - 0,48	0,32 - 0,72
Overflateareal (m ² /g)	650 - 1150	500 - 600
Midlere partikkelstørrelse (mm)	1,2 - 1,6	mindre enn 0,1

PAC er ikke i bruk til drikkevannsrensing i Norge til nå. I utlandet benyttes PAC i hovedsak på små vannverk som periodevis har problemer med lukt og smak. Aktivert-karbon i pulverform (PAC) blir tilsatt vannet som tørt vare, eller utblandet som slurry. Etter en viss kontakttid blir karbonet filtrert fra vannet gjennom f.eks. et flermediafilter. PAC kan derfor ikke regenereres. For ytterligere opplysninger om bruk av aktivert-karbon i pulverform henvises til *Introduction to Water Treatment*, Vol. 2 (1).

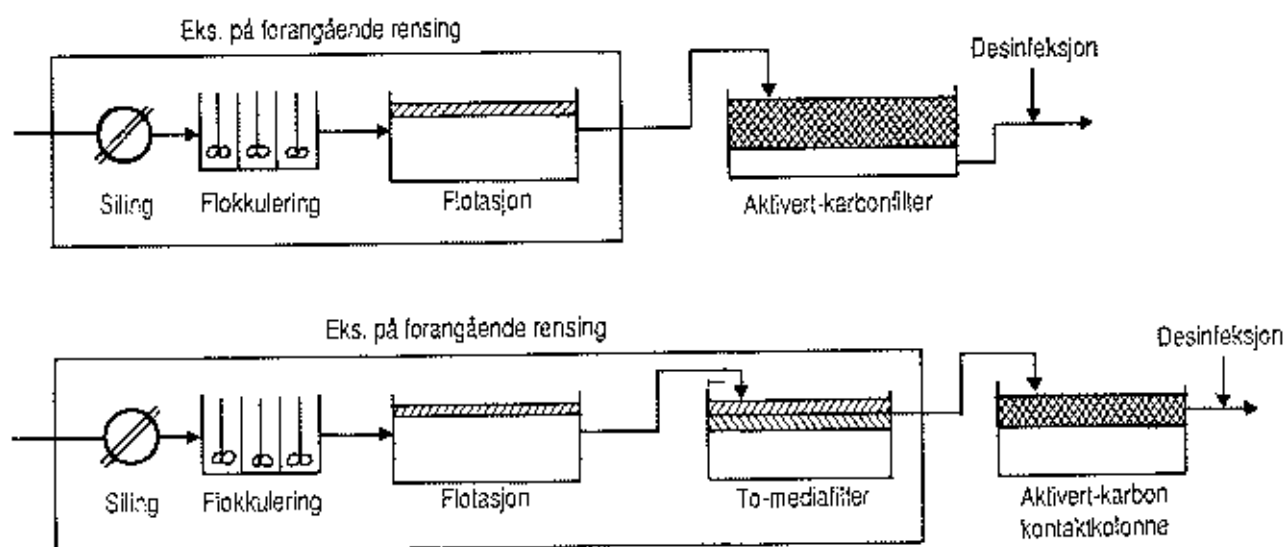
Granulert aktivert-karbon (GAC) er regenererbart og benyttes i to prosess typer.

Aktivert-karbonfilter: GAC kan erstatte filtermassen (eks. sand og antrasitt) i et konvensjonelt hurtigsandfilter. Filteret har da til oppgave å fjerne både partikler (turbiditet) og organiske forbindelser. Denne prosessvarianten benyttes særlig ved fjerning av komponenter som fører til lukt- og smaksproblemer.

Aktivert-karbon kontaktkolonne: Kontaktkolonnen er normalt plassert som siste trinn i vannbehandlingsprosessen. Som et minimum er vannet først behandlet i et hurtigsandfilter (en- eller flermedia). GAC-kontaktkolonnen har i første rekke til hensikt å fjerne organiske mikroforurensninger. Innløpsvannet har lavt partikkelinnhold. Tilbakespylingsfrekvensen er derfor betydelig lavere enn for GAC-filter. Teknisk er det liten forskjell på GAC-filter og GAC-kontaktkolonne.

Figur 4 gir eksempel på plasseringen av GAC-filter og GAC-kontaktkolonnen i renseprosessen i et drikkevannsanlegg.

Driftserfaringer fra fullskala anlegg (2) viser at aktivert-karbonfilter er effektive for å fjerne lukt og smak. Driftstiden mellom hver regenerering varierer fra 1 til 5 år. GAC-kontaktkolonnene har vist seg å være svært effektive for fjerning av totalt organisk karbon (TOC) og organiske mikroforurensninger. For videre beskrivelse av dimensjonering og utforming av aktivert-karbonfilter eller aktivert-karbon kontaktkolonner henvises til (2), (3).



Figur 4. Eksempel på plassering av aktivert-karbonfilter og aktivert-karbon kontaktkolonne i et renseanlegg for drikkevann.

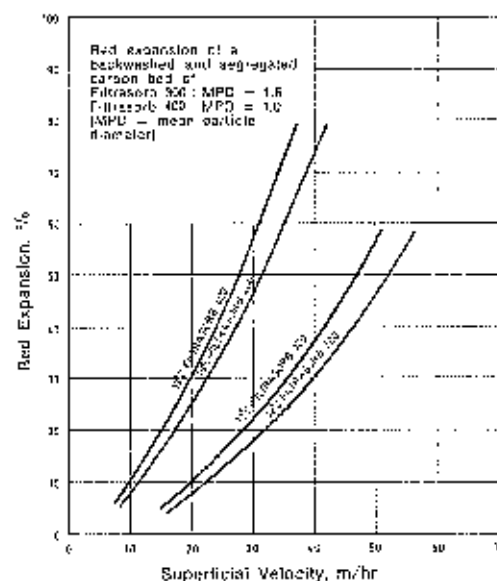
2.0 GENERELT OM TILBAKESPYLING AV AKTIVERT-KARBON-FILTER OG KONTAKTKOLONNER

Filtersengen blir tilbakespylt ved å benytte de samme generelle prosedyrer som for konvensjonelle filter. Den eksakte framgangsmåten ved tilbakespylingen må imidlertid tilpasses utformingen av hvert enkelt filter. Ved tilbakespylingen må det legges vekt på å oppnå så lavt tap av aktivert-karbon som mulig, samtidig som det oppnås god rengjøring av GAC-partiklene.

Nødvendig vannhastighet ved tilbakespylingen avhenger i første rekke av følgende faktorer:

- GAC-partiklenes egenvekt og diameter
- vanntemperatur/viskositet
- nødvendig ekspansjon av filtersengen for å oppnå god rengjøring av filteret.

Vanntemperaturens innvirkning gjør at det må benyttes lavere tilbakespylingshastighet i vintermånedene enn om sommeren, for å oppnå den samme ekspansjonen av filtersengen. Leverandørene av aktivert-karbon har utarbeidet diagrammer som viser forventet ekspansjon av filtersengen som funksjon av GAC-type og vanntemperatur.



Figur 5. Eksempel på diagram som viser sammenhengen mellom tilbakespylingshastighet og ekspansjon av filtersengen (4).

Når midlere partikkeldiameter øker fra 1,0 mm til 1,6 mm, blir nødvendig spylehastighet fordoblet hvis samme ekspansjon av filtersengen skal opprettholdes. Hvis vanntemperaturen blir redusert med f.eks. 5 °C, må tilbakespylingshastigheten reduseres med ca. 10-20 % for å opprettholde samme ekspansjon av filtersengen.

Som en følge av at tilbakespylingen av filtersengen er av avgjørende betydning både for vannkvaliteten som oppnås, samt for driftsøkonomien, må det legges stor vekt på å optimalisere denne operasjonen på hvert anlegg.

3.0 DRIFTSKONTROLL

3.1 Generelt

Driftskontrollen for adsorpsjonsprosesser tilsvarende aktivert-karbon, omfatter alt fra enkle målinger og observasjoner til analyser som krever spesielt laboratorieutstyr og kompetanse. Aktivert-karbonfilter og aktivert-karbon kontaktkolonner har noe forskjellig funksjon (se kapittel 1.3). Det er derfor naturlig å skille prosessene mht. driftskontroll.

3.2 Driftskontroll av aktivert-karbonfilter

Aktivert-karbonfilter er en kombinasjon av en filtrerings- og en adsorpsjonsprosess. Driftskontrollen er derfor i store trekk den samme som for konvensjonelle hurtigsandfilter (sand eller flermedia).

Trykktap og turbiditet

Trykktap over filteret samt turbiditeten på ferdig behandlet vann bør registreres kontinuerlig for å oppnå en optimal tilbakespylingsfrekvens og god kvalitet på utløpsvannet.

Visuell inspeksjon av filteroverflaten

Filtersengen bør kontrolleres med jevne mellomrom etter spyling. Sprekkdannelse i overflaten indikerer at tilbakespylingen ikke er tilfredsstillende. Vann passerer ned gjennom sprekken og filtreringseffekten blir minimal. Akkumulering av store slampartikler (mud-balls) på overflaten indikerer også at tilbakespylingen ikke er tilfredsstillende.

Kjerneprøver fra filtersengen

Det bør tas ut kjerneprøver fra filteret med jevne mellomrom. Normalt bør dette gjøres umiddelbart etter driftsstart og deretter 1 gang pr. måned. Kjerneprøvene gir informasjon om dannelsen av store slampartikler (mud-balls) nedover i filtersengen, likedan om det er et klart skille mellom sand og aktivert-karbon i filter der bare deler av filtersengen er erstattet med GAC. Kartlegging av filterets adsorpsjonskapasitet bør også gjøres på prøver fra forskjellige

dyp. Dette er nærmere omtalt i kapittel 4. Det eksisterer mange metoder for uttak av kjerneprøver. Leverandører av aktivert-karbon vil kunne gi opplysninger om dette. I vedlegg 1 er det beskrevet to metoder for uttak av prøver fra forskjellige dyp i filtersengen.

Kjerneprøvene inspiseres visuelt mht. dannelse av store slampartikler. Antall og størrelse på eventuelle partikler bør noteres. Hvis det skjer en økning i antall og størrelse, indikerer dette at tilbakespylingsrutinene ikke er tilfredsstillende. Hvis tilbakespylingen foretas bare ved bruk av vann, er det observert en større tendens til dannelse av store slampartikler enn i konvensjonelle filter med sand eller antrasitt (2). Det er ikke registrert at dannelse av slampartikler er noe problem på anlegg som benytter luft i kombinasjon med vann i deler av tilbakespylingssyklusen.

Vannmengden mellom hver tilbakespyling

Behandlet vannmengde mellom hver tilbakespyling bør registreres. Ved store reduksjoner av produsert vannmengde over tid, bør spylerutinene gjennomgås.

Tap av filtermasse

Ut fra fastmerker bør nivået for overflaten i filtersengen overvåkes. Normalt utgjør tapet av aktivert-karbon mindre enn ca 2 cm pr. år. Hvis tapet av filtermasse utgjør mer enn 4-5 cm, må rutinene for tilbakespyling av filteret gjennomgås og justeres.

3.3 Driftskontroll av aktivert-karbon kontaktkolonner

Normalt blir kontaktkolonnene benyttet for fjerning også av andre organiske forbindelser i tillegg til de som forårsaker lukt- og smaksproblemer. Dette medfører at et mer omfattende analyseprogram må gjennomføres. Dette er nærmere omtalt i kapittel 4.

Forøvrig er driftskontrollen som beskrevet for aktivert-karbonfilter.

Trykktap og turbiditet

Trykktapet over filteret og turbiditeten på ferdig behandlet vann må registreres kontinuerlig for å oppnå optimal tilbakespylingsfrekvens og god kvalitet på ferdig behandlet vann.

Kjerneprøver fra filtersengen

Samme rutiner som beskrevet for aktivert-karbonfilter kan benyttes.

Vannmengden mellom hver tilbakespyling

Behandlet vannmengde mellom hver tilbakespyling bør registreres. Ved store reduksjoner over tid av produsert vannmengde bør spylrutinene gjennomgås.

Tap av filtermasse

Ut fra fastmerker registreres nivået for overflaten av filtermassen. Ved eventuell etterfylling av filtermasse må mengden som etterfylles registreres.

3.4 Biologisk vekst

Biologisk vekst i aktivert-karbonfilter og kontaktkolonner er godt dokumentert, bl.a. i (2). På enkelte anlegg passerer vannet et ozoneringsstrinn før GAC-filteret. Hensikten med ozoneringen er å gjøre en større andel av det organiske stoffet i vannet tilgjengelig for biologisk nedbrytning. I aktivert-karbonfilteret foregår dermed fjerningen av organisk stoff som en kombinasjon av adsorpsjon og biologisk nedbrytning. Metoden kalles biologisk aktivert-karbonfiltrering (BAC). Selv om det ikke benyttes forozonering vil det opptre biologisk vekst i filteret, men normalt i mindre grad enn ved bruk av ozon.

Den biologiske aktiviteten kan ha positive effekter ved at det oppnås bedre fjerning av organisk stoff og bedre kapasitet på det aktiverte-karbonet (lengre tid mellom hver regenerering).

Biologisk aktivitet i aktivert-karbonfilteret kan også ha en negativ effekt ut fra et hygienisk synspunkt ved at mikroorganismer som medfører en helsemessig risiko kan utvikle seg i

filteret. Hvis fine karbonpartikler følger med utløpsvannet fra filteret, kan mikroorganismer passere desinfeksjonstrinnet uten at disse blir drept. Mikroorganismene blir dermed ført ut på distribusjonsnettet. Biologisk vekst kan også føre til en raskere trykkoppbygging i filteret og dermed et øket behov for tilbakespyling. Det er uenighet i fagmiljøet om betydningen av den biologiske aktiviteten.

Den hygieniske kvaliteten på vannet før og etter aktivert-karbonfilteret bør overvåkes regelmessig ved analyse av totalt kimtall, koliforme bakterier og termotabile koliforme bakterier.

Ofte er kimtallet i utløpsvannet betydelig høyere i enn i innløpet. Kimtallet i utløpet vil øke raskt etter at filteret er tatt i bruk etter regenerering. Kimtallet vil normalt nå en maksimalverdi etter noen ukers drift. Deretter vil kimtallet avta og stabilisere seg på et lavere nivå.

For å redusere den biologiske aktiviteten i filteret kan tilbakespylingshyppigheten økes.

4.0 BESTEMMELSE AV TIDSPUNKT FOR REGENERERING

4.1 Generelt

Ved bruk av aktivert-karbon har tidspunktet for når regenerering er nødvendig stor kostnadmessig og bruksmessig betydning. For hyppig regenerering medfører unødvendig høye driftskostnader, mens for sjelden regenerering resulterer i uakseptabel kvalitet på utløpsvannet. For å kunne avgjøre når filteret bør regenereres, må det etableres faste kvalitetskrav til utløpsvannet. Hvis hovedgrunnen for å anvende aktivert-karbon er forbedring av vannets lukt og smak, er det vanskelig å fastsette bestemte kvalitetskrav. Hvis aktivert-karbon anvendes for å fjerne spesifikke organiske forurensninger, kan det settes krav til konsentrasjonen av de forskjellige komponentene, evt. den komponenten som raskest gir gjennombrudd.

4.2 Eksempel på konsentrasjonskrav til det behandlede vannet

I Nederland benyttes aktivert-karbon på en rekke vannverk for å fjerne organiske mikroforurensninger. Som kriterium for når karbonet må regenereres benyttes grenseverdier for konsentrasjonen av forbindelsene som man ønsker å fjerne.

Eksempel:

- Vannverket PWN, Andijk i Nederland (3) benytter aktivert-karbon for å fjerne trihalomethaner (THM), toksiske organiske forbindelser, begrense ettervekst i ledningsnettet, og for å forbedre smaken på vannet.

Regenereringskriterium: Konsentrasjonen av THM i ferdig behandlet vann skal være < 70 µg THM/l.

Konsentrasjonen av THM i utløpsvannet analyseres jevnlig som kontroll. Erfaringsmessig må karbonet på dette vannverket regenereres hver 49. uke. Filteret er da tilført 85 g TOC/kg GAC (se vedlegg 2).

Eksempel:

- Vannverket WMN, Zeist, Nederland (3), benytter aktivert-karbon for å fjerne toksiske organiske forbindelser og trichloroethylene (TCE). For å tilfredsstille kvalitetskravene skal konsentrasjonen av TCE i ferdig behandlet vann være lavere enn 1 µg/l.

Regenereringskriterium: Konsentrasjonen av TCE <0.2 - 1 µg/l. Karbonet blir regenerert ca. hver 40. uke. Filteret er da tilført 10-12 g TCE/kg GAC (se vedlegg 2).

Hvis det settes konsentrasjonskrav, må analyseresultatene før og etter filteret bearbeides. Likedan må tilført og fjernet mengde av de spesifikke forbindelsene beregnes. I kapittel 6.0 er det vist eksempel på ulike metoder som kan anvendes for å bearbeide data.

For hvert enkelt vannverk som benytter aktivert-karbon vil det utvikle seg en sammenheng mellom tilført og fjernet mengde av den spesifikke komponenten, samt utløpskonsentrasjonen. Ved en nøyaktig oppfølging av disse parametrene vil tidspunktet for regenerering kunne fastsettes. Analysene av komponenten(e) som man ønsker å fjerne utføres i samsvar med standardiserte metoder, eksempelvis Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (5).

4.3 Analyse av lukt-forbindelser ved open-loop stripping

Bruk av aktivert-karbon for å fjerne algeproduserte organiske forbindelser som fører til lukt og smak på vannet er svært vanlig. Eksempler på slike forbindelser er geosmin og 2-MIB. Disse forbindelsene forekommer som oftest bare i perioder i løpet av året. I tillegg er lukterskelen svært lav. Eksempelvis er lukterskelen for geosmin 10 ng/l. I periodene når geosmin forekommer i råvannet, kan filterets effektivitet kontrolleres ved å bestemme

konsentrasjonen av geosmin i ubehandlet og behandlet vann. Utviklingen av CLSA-metoden ("Closed Loop Stripping") har gjort det mulig å påvise disse forbindelsene i konsentrasjoner som er lavere enn 5-10 ng/l. En modifisert utgave av CLSA-metoden, kalt Open Loop Stripping Analysis (OLSA) (6) kan også benyttes. Blant annet har Statens institutt for folkehelse (SIFF) opparbeidet kompetanse for å utføre disse analysene. Ved OLSA-metoden "strippes" de flyktige forbindelsene av ved at nitrogengass bobles gjennom prøven. De flyktige organiske forbindelsene adsorberes på et aktivert-karbon filter. Etter 1½ times "stripping" ved 60 °C tas det aktiverte karbonet ut av systemet og ekstraheres med løsningsmiddel. Ekstraktet kan så analyseres ved hjelp av gaskromatograf. Metoden krever avansert utstyr og spesiell kompetanse. Analysen må derfor betraktes som en spesialanalyse.

Når metoden skal benyttes, må prøvetakingen foregå etter spesielle prosedyrer. I tillegg må det benyttes flasker som er spesielt tilpasset utstyret som brukes ved analysen.

Prøvene må transporteres til laboratoriet så raskt som mulig. Under transport og ved oppbevaring på laboratoriet må prøvene lagres kjølig. Det er viktig å kontakte laboratoriet for å få all nødvendig informasjon når metoden skal benyttes.

Anlegg som benytter aktivert-karbon for å fjerne lukt og smak bør gjennomføre denne typen analyser i perioder når lukt og smak opptrer i råvannet.

4.4 Eksempel på karakterisering av filterets kapasitet ved hjelp av indirekte parametre

Hvis hovedgrunnen for å benytte aktivert-karbon er å forbedre lukt og smak, er det som nevnt vanskelig å sette faste kriterier. En årsak til dette er at en del av de organiske komponentene som forårsaker lukt og smak ikke er identifisert, eller mulig å få analysert kvantitativt.

For å få et inntrykk av filterets tilstand analyseres det derfor på parametre som indirekte karakteriserer filterets kapasitet til å fjerne forbindelsene som fører til lukt og smak. Eksempel på slike parametre er Metylenblått-tall, Jod-tall, Molasse-tall, Lukt-terskel, Egenvekt

og Aske-prosenten. På norske vannverk er det mest hensiktsmessig at man benytter Metylenblått-tallet eller Jod-tallet. Disse parametrene er enkle å analysere og gir akseptabel driftsmessig informasjon. Tabell 2 viser eksempler på denne type kriterier fra 20 amerikanske vannverk.

Tabell 2. Grenseverdier for parametre som indikerer at GAC-filteret må regenereres (2).

Anlegg	Indikatorer og grenseverdier som benyttes for vurdering av tidspunkt for regenerering
Chattanooga, TN 1-10	IN<200, MN<25
Chattanooga, TN 11-20	IN<200, MN<25
Chattanooga, TN 21-23, 25	IN<200, MN<25
Chattanooga, TN 24, 26	IN<200, MN<25
Chattanooga, TN Aldrich 1,3-5,6,8	IN<200, MN<25
Chattanooga, TN Aldrich 2,7	IN<200
Davenport, IA	IN<400
East St. Louis, IL	IN<400
Granite City, IL	IN<400
Hershey-Palmyra, PA	App. density 0.70 g/cc, % Ash<10, IN, TON
Huntington, WV	TON>3 on 4 consecutive days
Montrose, PA	TON>2
New Castle PA	TON>4, IN, MN, Apparent density, % Ash
Norristown, PA	IN<400, TON>2, Chlorine breakthrough
Peoria, IL	IN<400
Peoria (Aldrich units), IL	IN<400
Pittsburgh (Aldrich Station), PA	TON=3 for 4 days, IN, Apparent density
Pittsburgh (Hays Mine Station), PA	TON=3 for 4 days, IN, Apparent density
Princeton, WV	None
Washington/McDonald, PA	TON, IN
IN	Jod-tallet (Iodine number)
MN	Molasse-tallet (Molasses number)
TON	Luktterskelen (Threshold odor number)
% Ash	Aske-prosenten (Percent ash)

Tabellen viser tydelig at samme grenseverdier ikke automatisk benyttes for alle anlegg. Dette skyldes forskjeller i årsaken til lukt- og smaksproblemene. Målinger av de nevnte

parametrene sammen med en subjektiv vurdering av vannkvaliteten danner grunnlag for å fastsette grenseverdiene. I det etterfølgende gis en nærmere omtale av de ulike parametrene. I vedlegg 3 og 4 er analyseprosedyren for de viktigste parametrene vist. I tillegg har de enkelte leverandørene av aktivert-karbon beskrivelser av prosedyrer som kan anvendes. American Water Works Association har utarbeidet en spesiell standard for GAC (7).

Metylenblått-tall

Metylenblått-tallet for en aktivert-karbondtype defineres som antall mg metylenblått(MB) som adsorberes av 1 g karbon når denne er i likevekt med en løsning av Metylenblått med konsentrasjonen 1 mg MB/l. Detaljert beskrivelse av framgangsmåten ved analyse av Metylenblått-tallet er gitt i vedlegg 3.

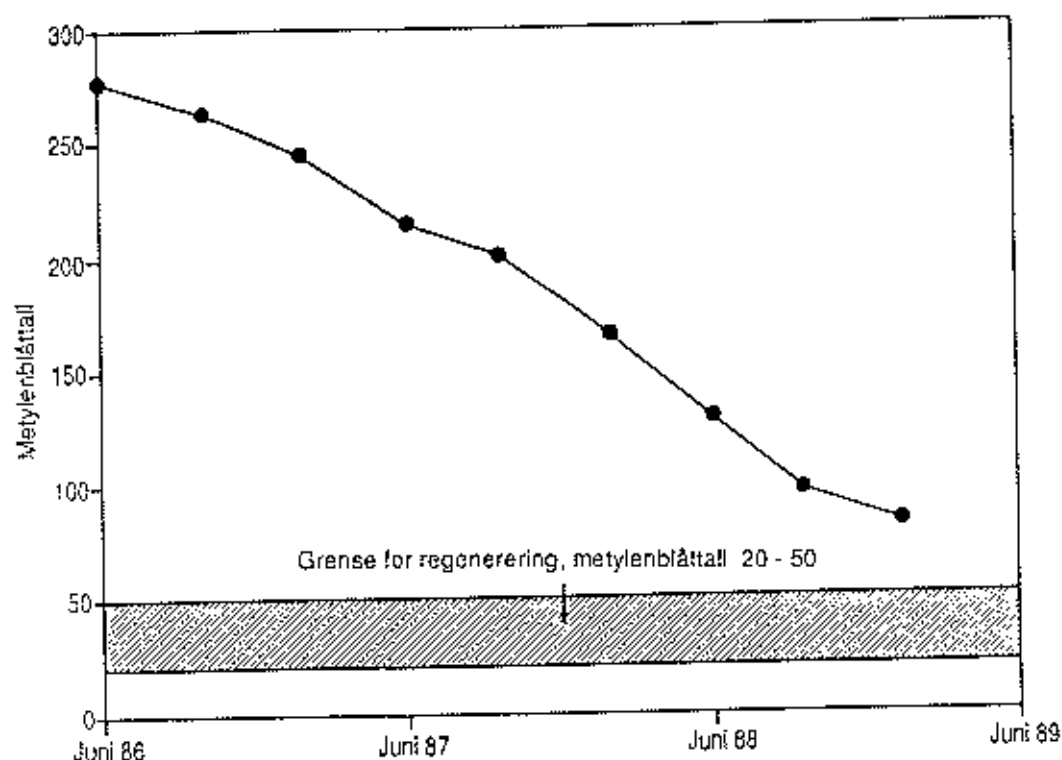
Metylenblått-tallet for nytt eller regenerert karbon varierer med karbondypen. For bitumenbaserte karbondtyper ligger det normalt i området 200-300. Grenseverdien for når karbonet bør regenereres varierer som nevnt fra anlegg til anlegg. Ved Gøteborgs Vatten- och Avloppsverk har man funnet at karbonet bør regenereres ved Metylenblått-tall lik 30 (7). Normalt opererer man med et intervall hvor regenerering bør foregå. Figur 6 viser eksempel på analyse av Metylenblått-tall for et aktivert-karbonfilter.

Karbonprøver for analyse av Metylenblått-tallet tas ut fra flere nivåer i filteret. Ved et nedstrømsfilter vil Metylenblått-tallet først avta i prøvene fra de øvre lagene i filteret. Når Metylenblått-tallet ligger omkring grenseverdien for alle deler av filteret, bør filtermassen regenereres.

Jod-tall, Molasse-tall

Jod-tall og Molasse-tall er et uttrykk for henholdsvis antallet små og store porer i aktivert-karbon. Jod-tallet defineres som antall mg jod (I_2) som adsorberes av 1 g karbon, når dette er i likevekt med en jodløsning med konsentrasjon 2.538 g I_2/l (0.01 mol/l). Jod-tallet er et uttrykk for arealet av porer med diameter mindre enn 10 Å. For bitumenbaserte karbondtyper varierer Jodtallet fra 850-1100. Molasse-tallet beregnes ut fra forholdet mellom den optiske tettheten av en molasseløsning som er behandlet med et standardisert aktivert-karbon og karbonet som skal undersøkes. Molasse-tallet er et uttrykk for arealet av porer som har

diameter større enn 10 Å. Både Jod-tall og Molasse-tall avtar etter hvert som driftstiden for filteret øker.



Figur 6. Eksempel på bearbeiding av resultater fra Metylenblått målinger.

Det kan ikke oppgis generelle grenseverdier for Jod-tall og Molasse-tall som angir når karbonet bør regenereres. Driftserfaringer på hvert enkelt anlegg må danne grunnlaget for hvilke grenseverdier som kan benyttes. Enkelte vannverk regenererer når Jod-tallet og Molasse-tallet kommer under hhv. 200 og 250. På nytt eller regenerert karbon er Jod-tallet omkring 800-1.000.

Andre vannverk benytter Jod-tall på 400 som regenereringsgrense. Det er også rapportert om anlegg der det ikke er noen sammenheng mellom Jod-tall og behovet for regenerering (2).

Jod-tall og Molasse-tall har sin klare begrensning. Kjemiske reaksjoner mellom adsorbert organisk stoff og jod kan f.eks. medføre feilaktige målinger og dermed feilaktige konklusjoner.

Lukt-terskel (Threshold Odor Number, TON)

Ved måling av TON fortynnes en prøve av ferdig behandlet vann, med luktfritt vann. Den høyeste fortynningen som kan oppnås før prøven blir karakterisert som luktfri av et lukt-panel som består av 5 eller flere personer, kalles lukt-terskelen (TON). Metoden er beskrevet i Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (5).

På flere amerikanske vannverk settes det som krav at TON må være høyere enn 3 i 3 påfølgende dager før filteret anses som klart for regenerering. Andre vannverk benytter TON på 2 før regenerering finner sted.

Svakheten ved denne målingen er den begrensede muligheten til å avgjøre på forhånd når filterets kapasitet er brukt opp. Den krever også et forholdsvis omfattende opplegg mht. paneldeltakere, rom hvor testen kan gjennomføres etc. Metoden anses derfor som lite aktuell på norske vannverk.

4.5 Forslag til kontrollprogram for driftsovervåking av aktivert-karbonfilter og kontaktkolonner

I det etterfølgende er det utarbeidet et forslag til et generelt overvåkingsprogram. Driftsovervåkingen er delt i daglige, ukentlige og månedlige rutiner. På anlegg med flere parallelle linjer må det tas prøver på samtlige linjer.

Daglige rutiner

- Behandlet vannmengde (kontinuerlig)
- Turbiditet (kontinuerlig)
- Temperatur (kontinuerlig)
- Trykktap over filteret.
- Visuell inspeksjon av filteroverflate.

Ukendlige rutiner	- Analyse av organisk stoff (TOC) i innløp og utløp - Analyse av totalt kimentall.
Månedlige rutiner	- Uttak av prøver fra filtersengen og bestemmelse av adsorpsjonskapasitet (metylenblått-tall)
Ved tilbakespyling	- Forbruk av spylevann - Stikkprøvekontroll av spylevann for å registrere et evt. tap av aktivert-karbon
Prøver av innløp/utløp	- Det kan ikke settes opp faste rutiner for andre analyser som bør gjennomføres på innløp og utløp. Hvis GAC benyttes for å fjerne spesifikke organiske forbindelser, må prøvetakingen tilpasses dette.

Det er viktig at overvåkingsprogrammet blir tilpasset til hvert enkelt anlegg. I tillegg må det legges stor vekt på å bearbeide alle driftsdata som innhentes, dette er nærmere omtalt i pkt. 5.0.

5.0 BEARBEIDING AV DATA

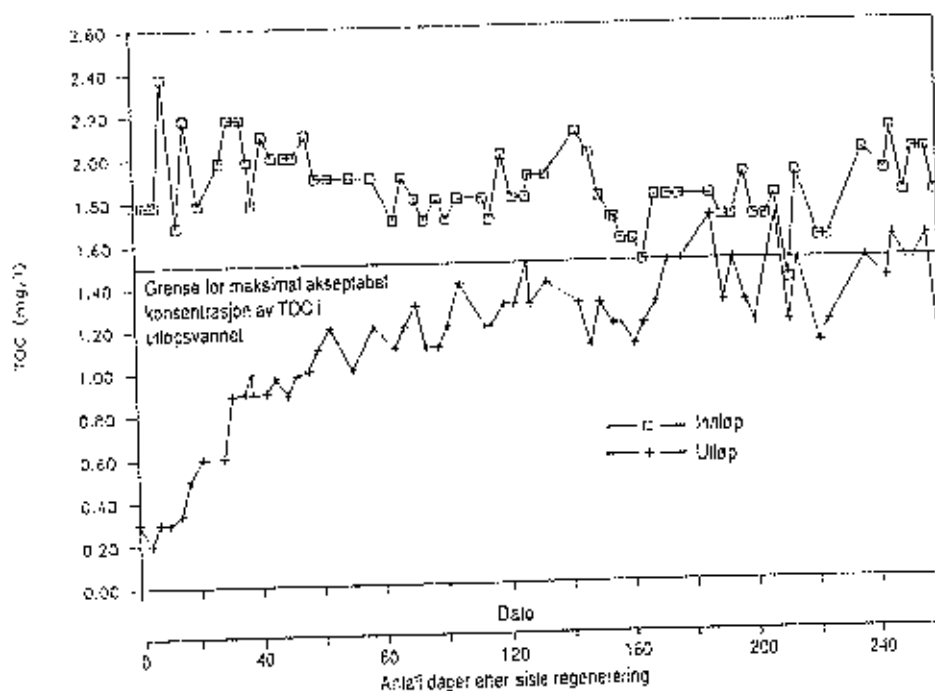
5.1 Generelt

Overvåking av aktivert-karbonfiltre f.eks. ved måling av TOC, farge, filtrert vannmengde etc. genererer etter hvert en stor mengde data. Hvis prøvetakingen skal ha noen hensikt, må måle- og analyseresultatene bearbeides og brukes i videre drift av anlegget. Dette er spesielt viktig ved drift av adsorpsjonsprosesser der det er gitt at renseeffekten avtar med driftstiden inntil man når et punkt der kapasiteten på adsorpsjonsmediet er brukt opp. I den daglige driften anbefales at det benyttes grafiske framstillinger som til en hver tid viser filterets driftsstatus. I det etterfølgende er det gitt eksempler på ulike grafiske framstillingsmåter. Denne typen kurver er spesifikke for hvert anlegg.

5.2 Tidskurver

Den enkleste formen for grafisk bearbeiding av resultatene er tidskurver som viser utviklingen av den enkelte parameter over tid. Figuren har begrenset informasjonsverdi fordi forholdsvis store variasjoner i analyseresultatene kan maskere en langsiktig trend. I figur 7 er det vist et eksempel på en tidskurve for TOC-konsentrasjonen før og etter et GAC-filter.

Det er mulig å se en langsiktig trend ved at TOC-konsentrasjonen i utløpsvannet fra filteret gradvis nærmer seg innløpskonsentrasjonen. Tilsvarende framstillingsformer kan utarbeides for andre parametre for organisk stoff, slik som farge, UV-absorpsjon etc.

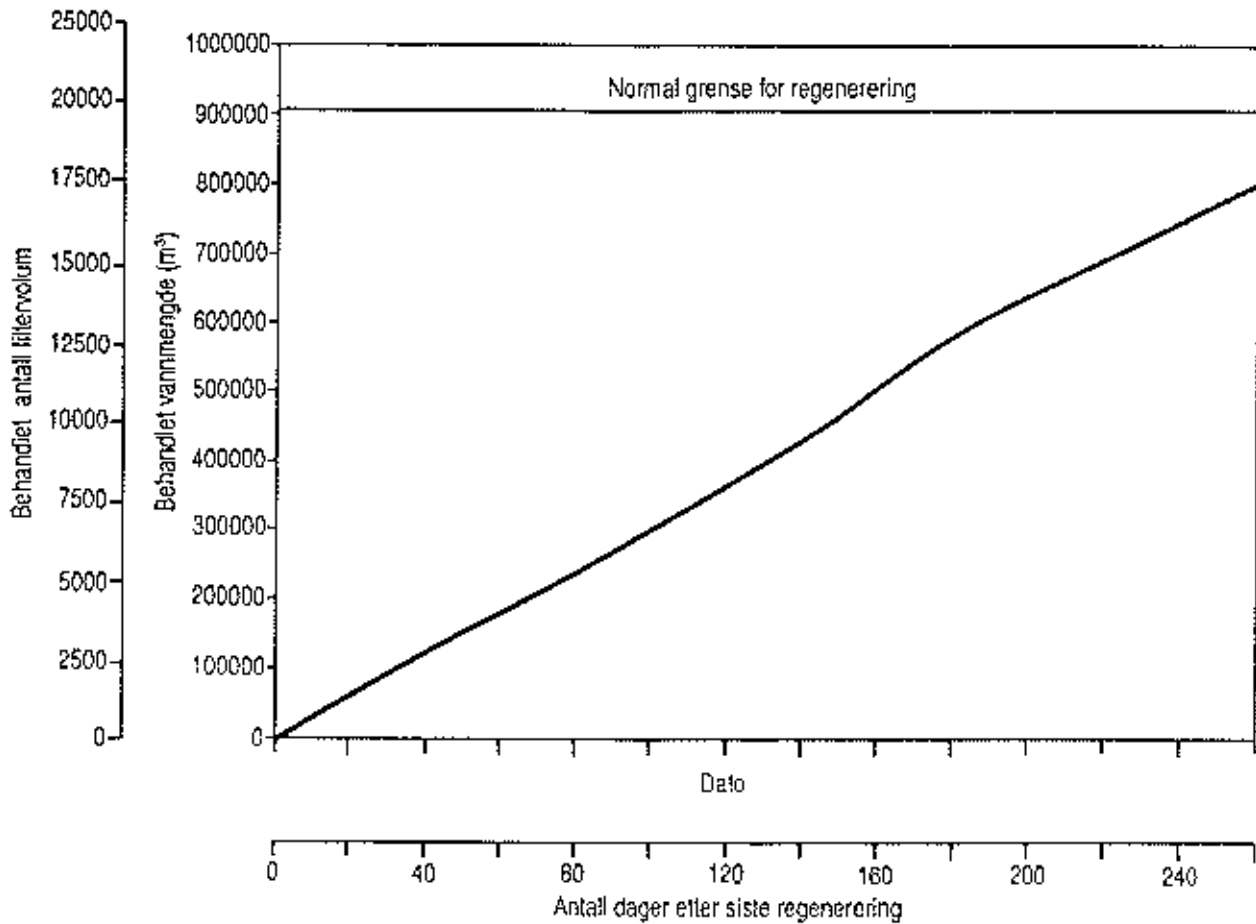


Figur 7. Eksempel på tidskurve (gjennombruddskurve) for konsentrasjonen av TOC inn og ut av et GAC-filter.

5.3 Kumulative kurver

Den mest illustrative framstillingsformen for å beskrive utløpsvannets kvalitet i forbindelse med bruk av aktivert-karbon er ulike varianter av kumulative kurver. I adsorpsjonsprosesser der kapasiteten på adsorbenten gradvis forbrukes er det viktig å se sammenhengen mellom den totale massebelastningen på adsorbenten i forhold til kvaliteten på utløpsvannet.

Ved konstante forhold er tiden mellom hver regenerering tilnærmet konstant. Ut fra informasjon om den totale vannmengden som har passert filteret kan det derfor angis et omtrentlig tidspunkt for når regenerering bør skje. Figur 8 viser et eksempel på denne type grafiske framstillinger.



Figur 8. Kumulativ kurve med inntegnet grense for behandlet vannmengde

Y-aksen representerer den totale vannmengden fra tidspunktet som filteret ble tatt i bruk. For å kunne sammenligne med erfaringstall fra andre anlegg bør man regne om til filtersengvolumer (BV)

$$\text{Behandlet antall filtersengvolum} = \frac{\Sigma Q}{BV}$$

BV : Filtersengvolum, volumet av aktivert-karbon i filteret

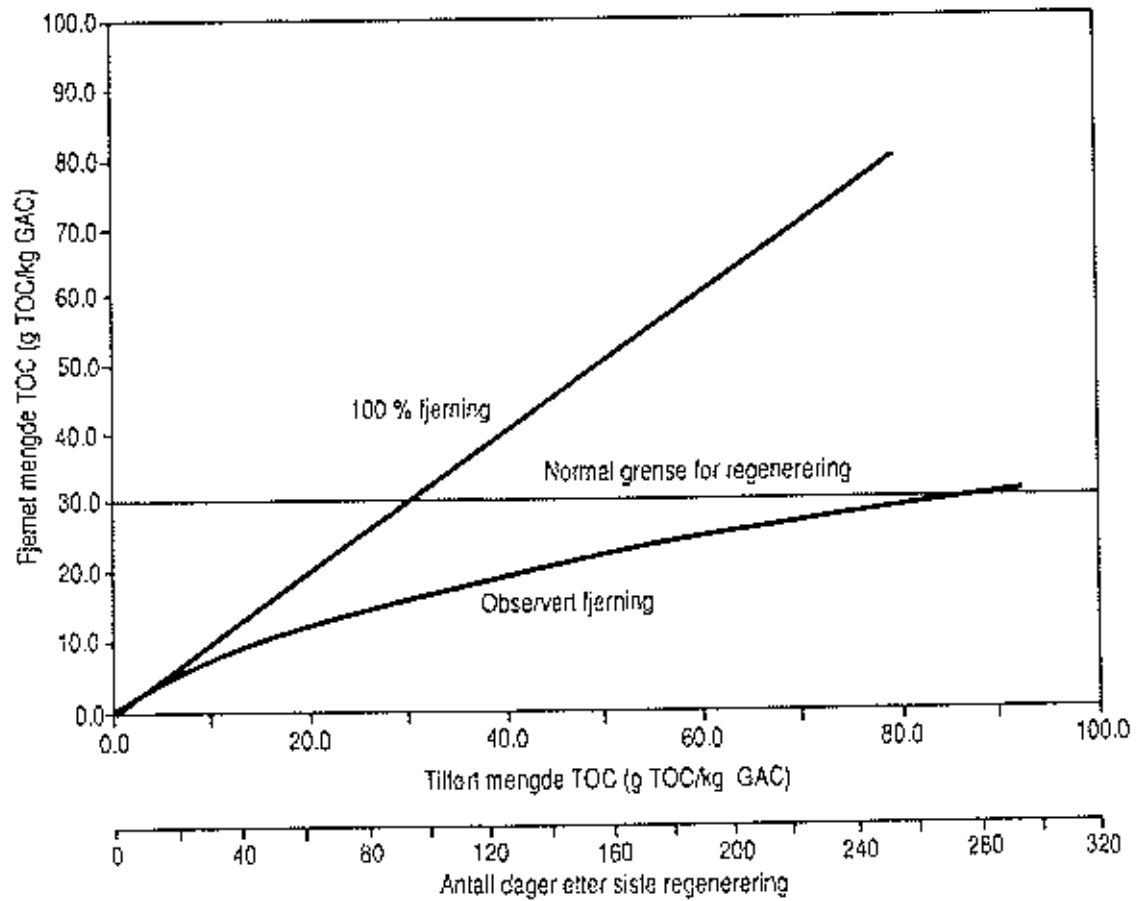
ΣQ : Vannmengden som har passert filteret siden siste regenerering.

Man kan ikke forutsette at vannkvaliteten er så konstant at kun behandlet vannmengde kan benyttes som parameter for bestemmelse av når filteret bør regenereres. Kvaliteten på utløpsvannet må avgjøre dette.

5.4 Kumulativ kurve som viser tilført og fjernet stoffmengde

Ved drift av adsorpsjonsprosesser er det av stor interesse å vite hvor stor mengde som er tilført av de ulike forbindelsene som skal fjernes, samt hvor mye som er fjernet til en hver tid. Etter hvert som man samler opp erfaring vil man ved å betrakte gjennombruddskurven (se figur 7), samt framstillingen som viser tilført og fjernet mengde av de forskjellige forurensningskomponentene, kunne vurdere om regenerering bør finne sted. Det vil også kunne oppdages uregelmessigheter i forbindelse med driften, ved at det oppnås gjennombrudd for en eller flere komponenter tidligere enn tilførselen skulle tilsi. I figur 9 er det vist eksempel på en framstillingsform som viser sammenhengen mellom tilført og fjernet mengde TOC i et aktivert-karbonfilter.

I figuren er det lagt inn en referanselinje som viser 100 % fjerning, dvs. 0 mg TOC i utløpsvannet. I den første perioden etter oppstartning/regenerering har de to kurvene samme forløp, etter hvert som utløpskonsentrasjonen øker, avtar stigningen på kurven som viser observert fjerning. Ut fra figuren kan det leses at karbonfilterets kapasitet er ca 30 g TOC/kg GAC. Hvis det rutinemessig holdes oversikt med tilført og fjernet mengde av komponenten man ønsker å fjerne, samt innløp- og utløpskonsentrasjoner av samme komponent, kan man avgjøre om regenerering bør finne sted. Hvis det oppnås gjennombrudd tidligere enn forventet, ut fra belastningstallene, kan dette være et signal om at filteret ikke drives optimalt. I vedlegg 2 er det vist ved et eksempel på hvordan grafiske framstillinger tilsvarende figur 9 utarbeides.



Figur 9. Sammenheng mellom tilført og fjernet mengde TOC i et aktivert-karbonfilter.

6.0 REGENERERING AV AKTIVERT-KARBON

6.1 Kortfattet beskrivelse av regenereringsprosessen

Aktivert-karbon regenereres regelmessig. I regenereringsprosessen fjernes adsorberte forbindelser slik at karbonet gjenvinner sin opprinnelige adsorpsjonskapasitet. Generelt sett kan regenerering skje ved bruk av forskjellige prosesser. Ved regenerering av karbon som benyttes til rensing av drikkevann, benyttes normalt prosesser som utsetter karbonet for høy temperatur. I praksis skjer dette etter følgende mønster;

Avvanning

Karbonet som skal regenereres må først avvannes. Normalt oppnås et fuktighetsinnhold i området 37% til 55 %.

Tørking

Avvannet karbon blir tørket ved en temperatur som ikke er høyere enn 100 °C så lenge ikke alt vann kan fordampes i første del av oppvarmingsprosessen.

Pyrolyse

Ved pyrolysen økes temperaturen fra ca. 100 til 800 °C. Flyktige forbindelser desorberes ved temperaturer opp til ca. 300 °C. Fra ca. 700 °C blir gjenværende adsorberte forbindelser omdannet til karbon. Det dannes gasser og restprodukter på overflaten av karbonet.

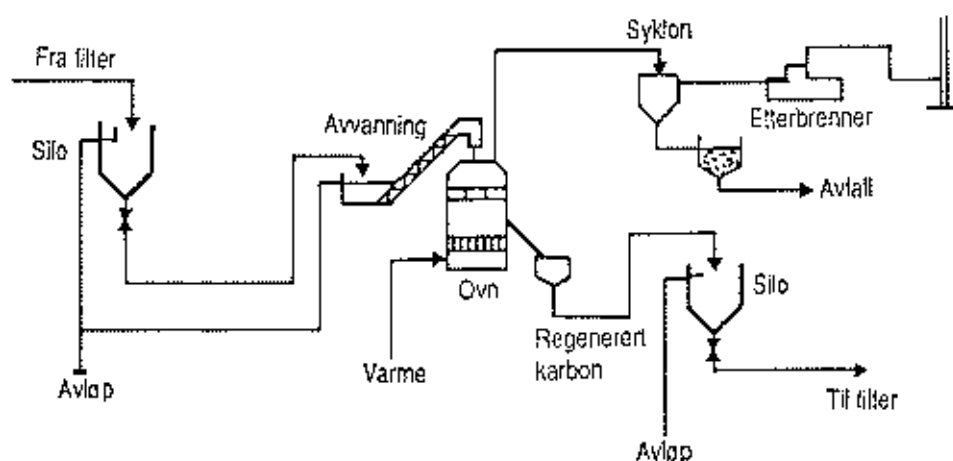
Aktivering

Ved aktiveringen avbrennes restproduktene på overflaten av karbonet. Dette må skje uten at porestrukturen i karbonet blir ødelagt. Ved å tilføre vanndamp, oksygen og karbondioksid ved temperaturer omkring 800-1.000 °C fjernes restproduktene. Aktiveringstrinnet er den viktigste delen av regenereringsprosessen. Ulike regenereringsprosesser er for øvrig omtalt i (3).

Figur 10 viser et flytskjema for regenereringsanlegget ved Nedre Romerike vannverk.

Ved dette anlegget pumpes blandingen av brukt karbon og vann til siloer. Det kan være flere siloer, avhengig av antall karbontyper som skal regenereres.

Fra mottakssiloene overføres karbonet til et avvanningssystem (her; skruemøling fra et basseng). Karbon som er avvannet overføres til ovnen. I ovnen blir karbonet først tørket ved ca. 100 °C og deretter foregår "utbrenning" av de stoffene som er festet til karbonet.



Figur 10. Regenereringsanlegg ved Nedre Romerike vannverk.

Siste fase er forgassing av karbon med vanddamp. Høyeste temperatur i ovnen er ca. 800 - 900 °C.

Regenerert karbon overføres fra ovnen til et vannbad og pumpes til lagringssiloer. Fra siloene føres karbonet tilbake til filtrene. En del karbon går tapt ved regenereringsprosessen. Ny karbon må da tilføres. Erfaringer fra andre anlegg viser at tapet av karbon ligger i området 10-15 %.

Røkgassen fra ovnen overføres først til en syklon hvor de største partiklene utskilles. Disse overføres så til et vannfylt sedimenteringsbasseng slik at forurensningene kan fjernes som våtslam.

Røkgassen brennes i et etterbrenningskammer hvor temperaturen er over 1.000 °C. På den måten uskadeliggjøres de fleste gjenværende stoffer. En vesentlig del av den tilførte energien benyttes til oppvarmingsformål.

Anlegget kan behandle ca. 188 kg karbon/time. Totalt areal for bygget som er nødvendig er ca. 200 m².

6.2 Prøvetaking før og etter regenerering

En målsetting ved regenereringen er å beholde karbonets egenskaper best mulig. Før og etter regenereringen bør det derfor gjennomføres målinger og analyser for å kontrollere at regenereringsprosessen har fungert tilfredsstillende. Følgende målinger bør gjøres før og etter regenerering.

Tørrvolumvekt (tørr densitet)

Etter hvert som organisk stoff blir adsorbert på karbonet, vil tørrvolumvekten øke. Før karbonet blir regenerert er tørrvolumvekten 8-10 % høyere enn for nytt karbon. Etter regenerering skal tørrvolumvekten være som for nytt karbon. Tørrvolumvekten måles umiddelbart før regenerering, samt når karbonet skal tas i bruk etter regenerering. Hvis tørrvolumvekten etter regenerering er høyere enn for nytt karbon, tyder dette på at regenereringen ikke har vært fullstendig. Dette betyr at ikke alt adsorbert materiale er fjernet. Hvis tørrvolumvekten er lavere enn for nytt karbon, tyder det på at temperaturen ved regenereringen har vært for høy slik at en del av karbonet er brent opp. Vedlegg 3 angir framgangsmåten for beregning av tørrvolumvekt som benyttes ved Göteborgs vatten och avloppsverk.

Beregning av tørrvolumvekt er også beskrevet i (7).

Adsorpsjonskapasitet

Umiddelbart før regenerering bør det tas ut prøver for bestemmelse av adsorpsjonskapasitet som beskrevet i pkt. 4.6. Tilsvarende måling bør utføres etter regenerering. Metylenblått-tall og jod-tall for reaktivert karbon, er ca. 10 % lavere enn for helt nytt karbon. Det er viktig å kontrollere at adsorpsjonskapasiteten ligger i det forventede området etter regenereringen. Vedlegg 3 og (7) angir framgangsmåten ved måling av aktuelle parametre for adsorpsjonskapasitet.

7.0 REFERANSER

1. Introduction to Water Treatment, Vol 2, Principles and Practices of Water Supply Operations, American Water Works Association, ISBN O-89867-180-9, 1984.
2. Graese, S.L., Snoeyink, V.L., Lee, R.G.: "GAC filter-adsorbers". American Water Works Association Research Foundation, ISBN O-89867-399-2, june 1987.
3. "Activated Carbon in drinking water technology. KIWA/AWWA cooperative research report, ISBN O-915295-00-8, 1983.
4. Produktblad for Chemviron Granular Activated Carbons, Filtrasorb 300 og 400.
5. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater, American Water Works Association, 1985.
6. Sävenhed, R. et.al., "Stripping techniques for analysis of odourous compounds in drinking water". Wat. Sci. Tech. 15:6/7:139, 1983.
7. AWWA Standard for Granular Activated Carbon, American Water Works Association, AWWA 13604-74, 1974.
8. Nemeth, T. Göteborgs Vatten- och Avloppsverk, Personlig kommunikasjon.

VEDLEGG 1:

Metoder for prøvetaking i filterseng

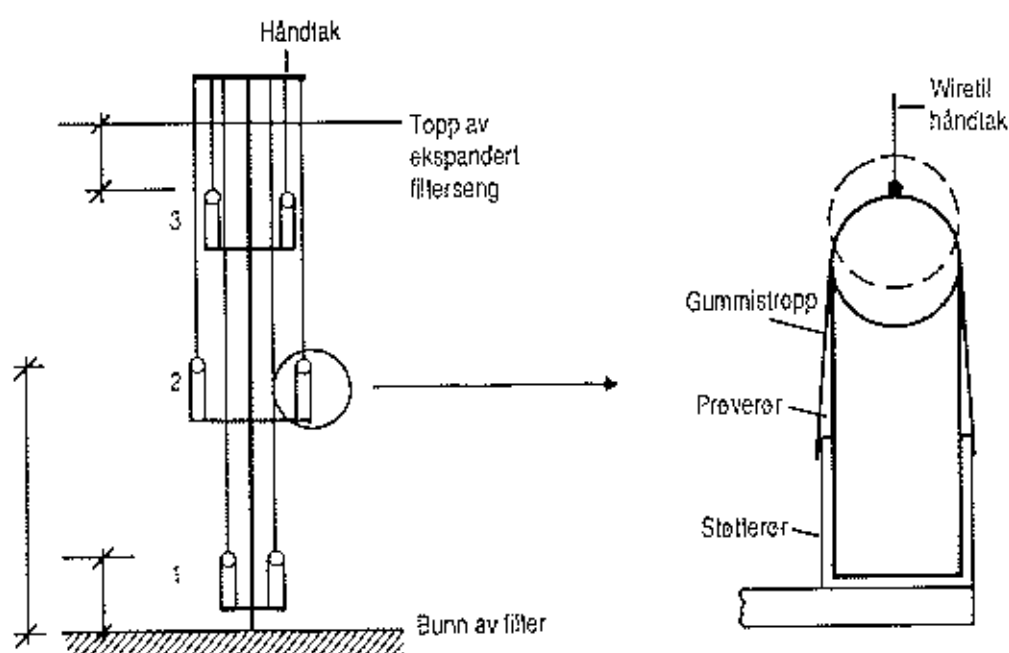
1.1 Prøvetaking ved tilbakespyling av filteret

1.2 Uttak av kjerneprøve ved hjelp av plexiglassrør

1.1 Prøvetaking ved tilbakespyling av filteret

Generelt

For å kunne ta ut representative prøver av filtersengen må det benyttes spesielt utstyr. I det etterfølgende blir en prøvetakingsmetode som benyttes ved Göteborgs Vattenverk og Avloppsverk beskrevet (8). Metoden bygger på at det tas ut prøver på forskjellige dyp i filtersengen ved tilbakespyling av filteret. Figur 1.1 viser prinsippet for prøvetageren som benyttes.



Figur 1.1 Eksempel på prøvetager for uttak av prøver fra filterseng.

På en stang er det montert 3 tverrstag. På enden av hvert tverrstag er det montert to støtterør. Oppe i støtterørene er det plassert et prøverør med volum ca. 100 ml. En gummiball med noe større diameter enn prøverøret fungerer som kork. Gummiballen holdes på plass av en gummistropp som er festet i støtterøret. I gummiballen er det også festet en wire som går opp til et håndtak. Ved prøvetakingen plasseres stangen med de seks prøveglassene vertikalt

i filtersengen etter at tilbakespylingen har startet. Tverrstagene på stangen bør være plassert slik at toppen av prøveglass 1, 2 og 3 kommer hhv. 10 cm over bunnen, midt i filtersengen og 10 cm under overflaten i den ekspanderte filtersengen. Ved å trekke opp i håndtaket som wirene fra gummiballene er festet til åpnes prøverørene. Når håndtaket slippes tilbake, lukkes rørene og karbonprøver fra riktig nivå er tatt.

Anlegg med aktivert-karbonfilter bør ha minimum 3 prøvetagere. Disse benyttes samtidig slik at det blir tatt ut karbonprøver fra 3 nivåer i filtersengen, på minst 3 posisjoner på filteroverflaten.

1.2 Uttak av kjerneprøve ved hjelp av plexiglassrør (2)

Nødvendig utstyr

50 mm plastrør, plexiglass. Lengden på røret bør være omkring 1.3 - 1.4 m (avhengig av filtersengens dybde). For å plugge røret i enden må det anskaffes en gummipropp.

Framgangsmåte

1. Filteret tilbakespyles og dreneres ned til overflaten av filtersengen.
2. Prøverøret presses ned i filtermediet med håndmakt, så langt ned som mulig. Det bør tas ut minimum 4 prøver fra hvert filter. Prøvepunktene bør fordeles utover overflaten i filteret. Prøvepunktene bør også merkes av på en skisse.
3. Drenér filtersengen fullstendig.
4. Legg en trekloss på toppen av røret, slå forsiktig med en hammer slik at røret presses 5-6 cm ned i bærelaget (hvis filteret har bærelag).

5. Merk av GAC nivået i filteret på utsiden av røret. (Etter at man har banket på røret er GAC-nivået inne i røret lavere enn på utsiden).
6. Vent i ca. 10 min. slik at røret er helt drenert.
7. Sett i gummiproppen på toppen av røret. Når røret løftes opp, dannes et vakuum i røret slik at kjernen holdes på plass.
8. Løft røret forsiktig. Undersøk bunnen av kjernen. Hvis det er rester av bærelaget til stede, er prøvetakingen vellykket. Hvis det ikke er rester av bærelaget til stede, eller hvis det virker som om det ikke er tatt ut prøve fra hele filteret (GAC og evt. sand), må det tas ut ny prøve. Det må da fylles på vann opp til overflaten i filteret igjen. Deretter gjentas prøvetakingen som beskrevet fra pkt. 2 og utover.

VEDLEGG 2:

BEARBEIDING AV DATA

- 2.1** Eksempel på utarbeidelse av kumulativ kurve for tilførsel og fjerning av organisk stoff.

2.1 Eksempel på utførelse av kumulativ kurve for tilførsel og fjerning av organisk stoff.

Grunnlagsdata

Areal av filter:	36 m ²
Dybde av filterseng:	1.15 m
Filtersengvolum, FV:	41.4 m ³
Volumvekt, filterseng:	450 kg/m ³
Total mengde GAC i filter:	18630 kg

Tabell 2.1 viser beregninger som er gjennomført for å komme fram til figur 8 i rapporten. Forklaring til de forskjellige kolonnene i tabellen:

Kolonne nr.

1.	Dato for prøvetaking
2.	Antall dager siden driftsstart
3.	TOC konsentrasjon innløp
4.	TOC konsentrasjon utløp
5.	Behandlet vannmengde i perioden mellom hver prøvetaking (m ³)
6.	Behandlet vannmengde siden driftsstart (m ³)
7. 1)	Behandlet antall filtervolum i perioden mellom hver prøvetaking
8. 1)	Behandlet antall filtersengvolum siden driftsstart
9. 2)	Tilført mengde TOC pr. kg GAC i perioden mellom hver prøvetaking.
10. 3)	Tilført mengde TOC pr. kg GAC siden driftsstart
11. 4)	Utslipp av TOC pr. kg GAC i perioden mellom hver prøvetaking.
12. 5)	Utslipp av TOC pr. kg GAC siden driftsstart.
13. 6)	Fjernet mengde TOC pr. kg GAC siden driftsstart.

Tabell 2.1 Data for beregning av kumulativ kurve

Dato	Arbeid dager i det delfeltet	TOC i m (mg/l)	TOC vi (mg/l)	Behandlet vannmengde i perioden (m ³)	Behandlet vannmengde siden drifts- start (m ³)	Behandlet antall (husvann i perioden)	Behandlet antall (husvann siden driftsstart)	Tilført mengde TOC i perioden (g TOC/g GAC)	Tilført mengde TOC siden driftsstart (g TOC/g GAC)	Utskipp av TOC i perioden (g TOC/kg GAC)	Utskipp av TOC siden driftsstart (g TOC/kg GAC)	Tilført mengde TOC i kg GAC siden driftsstart (g TOC/kg GAC)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
870817	0	1.78	0.30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
870821	4	1.78	0.20	12289	12289	297	297	1.18	1.18	0.16	0.16	1.03
870824	7	1.78	0.30	11677	23966	282	579	1.12	2.29	0.16	0.32	1.97
870827	10	2.38	0.30	9688	33654	234	813	1.08	3.38	0.16	0.48	2.90
870831	14	1.68	0.34	12238	45892	296	1109	1.33	4.71	0.21	0.69	4.02
870903	17	2.18	0.50	9178	55071	222	1330	0.95	5.66	0.21	0.89	4.77
870907	21	1.78	0.60	12238	67309	296	1626	1.30	6.97	0.36	1.26	5.71
870914	28	1.98	0.60	21416	88725	517	2143	2.16	9.13	0.69	1.95	7.18
870917	31	2.18	0.89	8669	97394	209	2353	0.97	10.10	0.35	2.29	7.81
870921	35	2.18	0.90	11728	109122	283	2636	1.37	11.47	0.56	2.86	8.62
870923	37	1.98	0.99	7139	116261	172	2808	0.80	12.27	0.36	3.22	9.05
870924	38	1.78	0.89	7139	123399	172	2981	0.72	12.99	0.36	3.58	9.41
870928	42	2.10	0.90	11218	134618	271	3252	1.17	14.16	0.54	4.12	10.04
871001	45	2.00	0.97	10198	144816	246	3498	1.12	15.28	0.51	4.63	10.65
871005	49	2.00	0.89	12238	157054	296	3794	1.31	16.60	0.61	5.24	11.35
871008	52	2.00	0.98	510	157564	12	3806	0.05	16.65	0.03	5.27	11.38
871012	56	2.10	1.00	16827	174391	406	4212	1.85	18.50	0.89	6.16	12.34
871015	59	1.90	1.10	8669	183059	209	4422	0.93	19.43	0.49	6.65	12.78
871019	63	1.90	1.20	9178	192238	222	4643	0.94	20.37	0.57	7.22	13.15
871026	70	1.90	1.00	20397	212635	493	5136	2.08	22.45	1.20	8.42	14.03
871102	77	1.90	1.20	19887	232521	480	5616	2.03	24.48	1.17	9.59	14.88
871109	84	1.70	1.10	21926	254448	530	6146	2.12	26.60	1.35	10.95	15.65
871112	87	1.90	1.20	9178	263626	222	6368	0.89	27.48	0.57	11.51	15.97
871116	91	1.80	1.30	13258	276884	320	6688	1.32	28.80	0.89	12.40	16.39
871119	94	1.70	1.10	11218	288102	271	6959	1.05	29.85	0.72	13.13	16.73
871123	98	1.80	1.10	14788	302890	357	7316	1.39	31.24	0.87	14.00	17.24
871126	101	1.70	1.20	5099	307989	123	7439	0.48	31.72	0.31	14.31	17.41
871130	105	1.80	1.40	12238	320227	296	7735	1.15	32.87	0.85	15.17	17.70
871208	113	1.80	1.20	26516	346742	640	8375	2.56	35.43	1.85	17.02	18.41
871210	115	1.70	1.20	6629	353371	160	8536	0.62	36.06	0.43	17.45	18.61
871214	119	2.00	1.30	13258	366629	320	8856	1.32	37.37	0.89	18.34	19.04
871217	122	1.80	1.30	9178	375807	222	9077	0.94	38.31	0.64	18.98	19.33
871221	126	1.80	1.50	12748	388555	308	9385	1.23	39.54	0.96	19.73	19.61
871222	127	1.90	1.30	2550	391105	62	9447	0.25	39.79	0.19	20.13	19.67
871228	133	1.90	1.40	18357	409462	443	9890	1.87	41.66	1.33	21.46	20.21
880107	143	2.10	1.90	34164	443626	825	10716	3.67	45.33	2.48	23.93	21.40
880111	147	2.00	1.10	9688	453314	234	10950	1.07	46.40	0.62	24.56	21.84
880114	150	1.80	1.30	12748	466062	308	11258	1.30	47.70	0.82	25.38	22.32
880118	154	1.70	1.20	17847	483909	431	11689	1.68	49.38	1.20	26.57	22.80
880119	155	1.70	1.20	4589	488499	111	11799	0.42	49.79	0.30	26.87	22.92
880121	157	1.60	1.20	13258	501756	320	12120	1.17	50.97	0.85	27.72	23.24
880125	161	1.60	1.10	12748	514504	308	12428	1.09	52.06	0.79	28.51	23.55
880128	164	1.50	1.20	13258	527762	320	12748	1.10	53.17	0.82	29.33	23.84
880201	168	1.80	1.30	17847	545609	431	13179	1.58	54.75	1.20	30.53	24.22
880204	172	1.80	1.50	13258	558867	320	13499	1.28	56.03	1.00	31.52	24.50
880208	176	1.80	1.50	17337	576204	419	13918	1.68	57.70	1.40	32.92	24.78
880218	186	1.80	1.70	30595	606799	739	14657	2.96	60.66	2.43	35.55	25.11
880222	190	1.70	1.30	11728	618527	283	14940	1.30	61.76	0.94	36.49	25.27
880225	193	1.70	1.50	8669	627195	209	15150	0.79	62.55	0.65	37.14	25.43
880229	197	1.90	1.30	11728	638924	283	15433	1.13	63.68	0.88	38.02	25.66
880303	200	1.70	1.20	8669	647592	209	15642	0.84	64.52	0.58	38.60	25.92
880307	204	1.70	1.50	9688	657280	234	15876	0.88	65.41	0.70	39.31	26.10
880310	207	1.80	1.70	10708	667989	259	16135	1.01	66.41	0.92	40.23	26.19
880314	211	1.40	1.20	12238	680227	296	16431	1.05	67.46	0.95	41.18	26.28
880317	214	1.90	1.50	8159	688385	197	16628	0.72	68.19	0.59	41.77	26.42
880321	221	1.60	1.10	11728	700113	283	16911	1.10	69.29	0.82	42.59	26.70
880324	224	1.60	1.20	8159	708272	197	17108	0.70	69.99	0.50	43.09	26.90
880405	236	2.00	1.50	35184	743456	850	17958	3.40	73.39	2.55	45.64	27.75
880412	243	1.90	1.40	15297	758754	370	18327	1.60	74.99	1.19	46.83	28.16
880414	245	2.10	1.60	5609	764363	135	18463	0.60	75.59	0.45	47.28	28.31
880418	249	1.80	1.50	12238	776601	296	18758	1.28	76.87	1.02	48.30	28.57
880421	252	2.00	1.50	9178	785779	222	18980	0.94	77.81	0.74	49.04	28.77
880425	256	2.00	1.60	12238	798017	296	19276	1.31	79.12	1.02	50.06	29.06
880428	259	1.80	1.20	9178	807195	222	19497	0.94	80.06	0.69	50.75	29.31

1.) Beregning av antall filtersengvolum er vist i kapittel 4.

2.) Tilført mengde TOC pr. vektenhet

Eksempel:

<u>Dato</u>	<u>Antall dager siden driftsstart</u>	<u>TOC inn</u>	<u>TOC ut</u>	<u>Behandlet vannmengde</u>	<u>Tilført mengde TOC</u>
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	
871026	70	1.90	1.00	20397	
871102	77	1.90	1.20	19887	: 2.03
871109	84	1.70	1.10	21926	:

Tilført mengde i perioden fra 871026-871102:

$$\frac{\frac{(1.9 + 1.9)}{2} \cdot 19887}{18630} \frac{\text{g TOC}}{\text{kg GAC}} = 2.03 \text{ g TOC/kg GAC}$$

Ved beregning av tilført mengde benyttes middelværdien av de to siste analysene av TOC.

- 3) Tilført mengde TOC siden driftsstart beregnes ved å summere tilførslene som er beregnet i 2).
- 4) Utslipp av TOC beregnes etter samme prinsipp som vist i 2)
- 5) Totalt utslipp av TOC siden driftsstart beregnes ved å summere utslippene som er beregnet i 4.
- 6) Fjernet mengde TOC er differansen mellom total tilført mengde og totalt utslipp av TOC (kolonne 10 - kolonne 12).

Ved framstilling av figur 9 benyttes tallene i kolonne 10 som x-verdier. Tallene i kolonne 13 benyttes som y-verdier.

Beregning av denne type figurer blir svært enkel hvis alt legges direkte inn i et regneark på en PC. Hvis regnearket suppleres fortløpende med data for innløp og utløpskonsentrasjon, samt behandlet vannmengde, kan det holdes god oversikt over belastningsforholdene på filteret.

VEDLEGG 3:

ANALYSEPROSEDYRER FRA GÖTEBORGS VATTEN OCH AVLOPPSVERK

- Aktiverat kol: Metylenblåttal
- Aktiverat kol: Jodtal
- Aktiverat kol: Densitet, torr/våt.

AKTIVERAT KOL: METYLENBLÅTTAL

0 DEFINITION

Metylenblåttal för ett aktiverat, reaktiverat eller använt kol definieras enligt standardmetoder som antalet mg metylenblått (MB) som adsorberas av 1 g kol då detta är i jämvikt med en lösning av metylenblått vars koncentration är 1 mgMB/l.

1 BESTÄMNING

Adsorptionen av metylenblått kan kvantifieras genom att efter det att jämvikt har uppnåtts bestämma lösningens koncentration med spektrofotometer.

2 REAGENS

2.1 Metylenblått

$((\text{CH}_3)_2\text{N})_2 \text{C}_{12}\text{H}_{6}\text{NS}(\text{OH})$; zinkfritt (American Cyanamid Company)

2.2 Metylenblåttlösning

Torka metylenblått vid 105°C under minst 3 timmar. Efter torkningen skall pulvret svalna i en exsickator med blågel under 60 min. Väg sedan in 2,5000X g (X = vägfaktorn) torkat metylenblått och tillsätt för att minska vidhäftningen på glas, 1 ml koncentrerad saltsyra (HCl). Lös pulvret i destillerat vatten och späd till 1.000 ml (mätkolv). Lösningens koncentration är 2,5 mgMB/ml om X = 1,0000. Förvara lösningen i 1 l-s brun glasflaska och i mörker.

3 UTRUSTNING

3.1 Kvarn

Hanmarkkvarn av märke: Culatti

3.2 Siktplåt

Standardanalys utföres med 0,2 mm-s sikten.

3.3 Byrett

25 ml-s byrett med 0,1 ml-s Shellbachgradering och med rak kran.

3.4 Mätkolv

100 ml
1.000 ml

3.5 Vollpipett

5 ml
10 ml
20 ml
50 ml
100 ml

3.6 E-kolv

250 ml

3.7 Vägglas

Ø 34 mm med överfallande, slipat lock.

3.8 Büchner-trätt

Tratten skall vara försedd med tillhörande sugflaska, vattenstrålpump m m. Sugflaskan bör rymma ett kolorimeterör (3.10).

3.9 Filtrerpapper

Kvalitet 00H till Büchner-tratten (3.8).

3.10 Kolorimeterör

100 ml

3.11 Magnetomrörare

Den tillhörande magnetloppan skall vara 30 mm och vara försedd med rotationsring.

4 UTFÖRANDE

4.1 Kalibreringskurva

Tag 100 ml (mätkolv) metylenblåttlösning (2.2) och späd till 1.000 ml (mätkolv). Späd ånyo 100 ml till 1.000 ml. Tillred nu en serie lösningar med varierande metylenblåttkoncentration i 100 ml-s mätkolvar genom att ytterligare späda enligt tabellen nedan.

Volym per 100 ml ml	Koncentration mgMB/l (obs om X = 1,0000)
1,6	0,4
2,4	0,6
3,2	0,8
4,0	1,0
6,0	1,5
8,0	2,0
12,0	3,0
20,0	5,0

Metylenblåttlösningen skall lämpligen avtappas från byrett för största noggrannhet. Homogenisera lösningen väl före mätningen.

Bestäm lösningarnas extinktion i spektrofotometer vid 658 nm.

Rita på millimeterpapper kalibreringskurvan med metylenblått-koncentrationen (ordinaten) som funktion av extinktionen (abskissan).

4.2 Adsorption

Torra kolprover kan malas direkt i en torr kvarn.

Våta (fuktiga) kolprover tvättas före adsorption enligt
AKTIVERAT KOL: VOLYMIKT, TORR/VÅT, 3.2 Våtvolymsvikt.

Mal c. 10 g eller 20 ml kol i Culatti-kvarnen (3.1) med
0,2 mm-s siktplåten (3.2).

Våta kol spolas långsamt ner i kvarnen med destillerat vatten.
Samla upp kolet i Büchner-tratten med OOH-filter. Luft skall
börja genomsugas kakan då filtreringen skall stoppas. Kakans
fukthalt blir vanligen 50-55 %.

Uttag sedan samtidigt i ett vägglas: a g och i minst tre
E-kolvar: b g malt kol. Om även jodtalet skall bestämmas
uttages samtidigt en tredje serie prov i E-kolvar, se
AKTIVERAT KOL: JODTAL. Uttages våtmalt prov, tag ungefär samma
sektorer av kakan till de olika E-kolvarna och vägglaset.

Väg snarast E-kolvarna och omedelbart därefter vägglaset med
lock. Kolet i vägglaset skall användas för bestämningen av
kolets fukthalt: f %, medan proven i E-kolvarna användes för
bestämning av metylenblåttalet.

Den torra kolmängden i E-kolvarna: e g (se beräkningen nedan)
skall vara omkring 1 g.

Torka kolet i vägglaset i torkskåpet vid 150°C under minst
3 timmar. Glöm inte att ta av locket under torkningen. Efter
torkningen skall kolet svalna i en exsickator med blågel under
60 min. Sätt på vägglasets lock omedelbart då exsickatorn öpp-
nas och väg kolet: c g.

Tillsätt 5 ml (Vollpipett) destillerat vatten och med en glas-
stav tryck sönder ev klumpar och rör ut kolet till en homogen
massa.

Beroende på förväntat metylenblåttal skall tillsättningen av
metylenblåttlösning: h ml (Vollpipett) anpassas enligt nedan.

Metylenblåttal mgMB/g kol	Metylenblåttlösning h ml
> 220	100
> 200	90
> 175	80
> 150	70
> 125	60
> 100	50
> 80	40
> 60	30
> 40	25

Till den andra resp tredje E-koiven tillsättes ytterligare 5 ml resp minskas tillsättningen med 5 ml metylenblåttlösning.

Kompensera med destillerat vatten (Vollpipett) till 110 ml totalt tillsatt vätska.

Låt suspensionen stå på magnetomröraren under kraftig omrörning i 20 +/- 1 min. Under omrörningen skall magnetloppan rotera så fort att vortex har bildats. Rotationscentrum skall vara excentriskt placerat för att förhindra att kolet klumpar sig!

Filtrera av lösningen i Büchner-tratten (våt filterpapperet före filtreringen!). Släng det första filtratet, c. 15 till 20 ml, kontrollera att filterpapperet håller tätt och samla resten av filtratet i kolorimeterröret (4.10).

Kontrollera och anteckna om kolklumpar kan iakttagas på filterpapperet efter försöken.

Mät i spektrofotometer filtratets extinktion vid 658 nm. Vid spädning använd Vollpipett och mätkolv. Späd så att lösningarnas extinktion kommer att ligga inom det optimala området eller mellan 0,2 och 0,8.

Ur kalibreringskurvan bestäms filtratets metylenblåttkoncentration: $\underline{d}$ mgMB/l.

Av de tre parallellproverna väljes det provet för beräkningen av metylenblåttalet vars filtrats koncentration ligger inom 50 till 500 mgMB/l. Har man misslyckats uppnå en slutkoncentration inom detta område skall analysen upprepas med avpassade tillsatsvolymer av metylenblåttlösningen.

4.3 Beräkning

Fukthalt

$$f = \frac{a - c}{a} 100 \%$$

a g fuktigt kol

c g torrt kol

Vid analysen använd mängd torrt kol

$$e = \frac{100 - f}{100} b \text{ g}$$

b g fuktigt kol

Metylenblåttal

$$\frac{2,5 \times h - 0,11 d}{e} \text{ mg MB/g kol}$$

X är vägfaktorn

h ml metylenblåttlösning

d mgMB/l filtrat

Resultatet avrundas till närmaste femtal.

5 LITTERATUR

T ex

Pittsburg Activated Carbon Company, Laboratory Test Method: Methylene blue number, 4/71.

Analys

1973-06-27
1976-03-22
1983-10-05

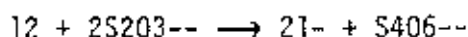
AKTIVERAT KOL: JODTAL

0 DEFINITION

Jodtalet för ett aktiverat kol definieras som antalet mg jod som har adsorberats av 1 g kol då detta är i jämvikt med en jodlösning vars koncentration är 2,538 gI₂/l (0,1 mol/l).

1 BESTÄMNING

Adsorptionen av jod kan kvantifieras genom att, efter det att jämvikt har uppnåtts, bestämma lösningens jodkoncentration genom titrering med natriumtiosulfat:



För att metoden skall ha god noggrannhet och reproducerbarhet samt för att uppfylla villkoren i definitionen skall slutlösningens jodkoncentration alltid korrigeras till den rätta koncentrationen (2,54 gI₂/l).

2 REAGENS

2.1 Jodampull

Ampullen skall innehålla jod-jodid motsvarande 12,690 gI₂.

2.2 Jodlösning

Ampullens (3.1) innehåll spädes med destillerat vatten till 1.000 ml (mätkolv). 100 ml av lösningen innehåller 1.269 mgI₂ (0,05 mol/l). Lösningen förvaras i brun glasflaska.

2.3 Saltsyra

HCl, konc.; pro analysi

2.4 5 volym-% saltsyra

Späd den koncentrerade syran (2.3) så, att koncentrationen blir c. 5 volym-%.

2.5 Natriumtiosulfatampull

Ampullens innehåll skall motsvara 24,818 g Na₂S₂O₃ x 5H₂O.

2.6 Titrerlösning

Ampullens innehåll spädes med destillerat vatten till 1.000 ml (mätkolv). Lösningen är 0,1 mol/l och skall förvaras i brun glasflaska.

2.7 Stärkelse

"THYODENE" indikator

3 UTRUSTNING

3.1 Byrett

25 ml-s byrett med 0,1 ml-s Shellbachgradering och med rak kran.

3.2 Mätkolv

100 ml
1.000 ml

3.3 Vollpipett

5 ml
10 ml
20 ml
50 ml
100 ml

3.4 E-kolv

250 ml

3.5 Büchner-tratt

Tratten skall vara försedd med tillhörande sugflaska, vattenstrålpump m m. Sugflaskan bör rymma ett kolorimetterör (3.7).

3.6 Filterpapper

Kvalitet 00H till Büchner-tratten (3.5).

3.7 Kolorimetterör

100 ml

3.8 Magnetomrörare

Den tillhörande magnetloppan skall vara 30 mm och vara försedd med rotationsring.

4 UTFÖRANDE

4.1 Adsorption

Förfar med kolproverna (torra eller våta prover) på samma sätt som vid bestämningen av metylenblåttalet.

Beroende på förväntat jodtal skall tillsättningen av jodlösning: h ml avpassas enligt nedan.

Jodtal mgI ₂ /g kol	Jodlösning h ml
> 800	100
> 600	70
> 400	40
> 200	20

Pipettera 10 ml (Vollpipett) 5 volym-% saltsyra (2.4) till kolet i E-kolven och rör om tills kolet är helt fuktat. Placera kolven på en het elplatta där den skall koka svagt under 30 s. Kyl därefter provet till 20°C. Tillsätt först (100-h) ml (Vollpipett) destillerat vatten och därefter h ml (Vollpipett) jodlösning (2.2) och rör om suspensionen på magnetomröraren under 30 s.

Filtrera därefter omedelbart av lösningen i Büchner-tratten (vät filterpapperet före filtreringen!). Släng det första filtratet, c. 5 till 20 ml, kontrollera att filterpapperet håller tätt och samla resten av filtratet i kolorimeterröret (3.7). Rör om filtratet på en magnetomrörare, varefter 50 ml (Vollpipett) avpipetteras i en 250 ml-s E-kolv. Titrera med stärke (2.7) som indikator med p ml natriumtiosulfat (2.6).

4.2 Korrektion

Filtratets jodkoncentration

$$k = 0,2538 \text{ p gI}_2/\text{l}$$

Lösningens slutkoncentration: k gI₂/l bör ligga inom intervallet 1,015 gI₂/l (0,004 molI₂/l) till 4,442 gI₂/l (0,0175 molI₂/l).

Korrektionsfaktorn: d för ett slags kol bestäms genom att tillsättningen av jodlösningen, h ml varieras så att filtratets slutkoncentration, k gI₂/l ligger inom intervallet enligt ovan. Med korrektionsfaktorn lika med 1, beräknas jodtalet approximativt för resp prov. Dessa värden uppritas nu som funktion av filtratets jodkoncentration och jodtalet vid koncentrationen 2,538 gI₂/l (0,01 molI₂/l) bestäms. Därefter beräknas korrektionsfaktorn, d genom att bilda kvoten mellan beräknat jodtal vid filtratkoncentrationen k gI₂/l och det vid 2,538 gI₂/l. Rita sedan korrektionsfaktorn, d som funktion av filtratkoncentrationen, k gI₂/l.

4.3 Beräkning

Fukthalt

$$f = \frac{a - c}{a} 100 \%$$

a g fuktigt kol
c g torrt kol

Vid analysen använd massa torrt kol

$$e = \frac{100 - f}{100} b \text{ g}$$

b g fuktigt kol

Jodtal

$$\frac{12,69 \text{ h} - 27,9 \text{ p}}{e} \text{ d mgI}_2/\text{g kol}$$

d är korrektionsfaktorn
p ml tiosulfat
h ml jodlösning

Resultatet avrundas till närmaste tiotal.

5 LITTERATUR

T ex

Pittsburg Activated Carbon Company, Laboratory Test Method:
Iodine number, 4/71.

Analys

1973-06-26
1976-03-22
1983-10-05

AKTIVERAT KOL; DENSITET, TORR/VÅT

0 DEFINITION

Densiteten (även skrymdensitet eller tidigare volymvikt) definieras som antalet kg kol som ryms efter viss sorts packning per 1 m^3 . På laboratoriet bestäms densiteten i g/l.

Volymiteten definieras som antalet m^3 per kg.

1 ALLMÄNT

Densiteten är beroende av porositeten. Denna definieras som förhållandet mellan hålrumsvolym och totalvolym. Observera att enligt definitionen för porositeten inbegripes inte de enskilda partiklarnas inre hålrumsvolym.

Porositeten är beroende av partikelform, förhållandet mellan de största och minsta partiklarna, väggeffekten, ev avblandning osv. Se facklitteraturen!

Nedan beskrivet sätt baserar sig på en serie försök som har utförts vid vårt laboratorium. Resultatet kan tillämpas direkt i praktiken, t ex vid bestämning av erforderlig volym och massa till ett fullskalefilter.

2 UTRUSTNING

2.1 Glasburk (höningsburk)

250 ml med plåtlock.

2.2 Mätcylinder

500 ml, hög modell med diametern ca 5 cm.

2.3 Bägare

500 ml

2.4 Tratt

Med 4 st diametrala tvärstag placerade under varandra för packning av kol "utan" avblandning.

2.5 Tvättkolonn

Kolonnens diameter är ca 5 cm, höjd ca 30 cm, graderad, försedd i botten med en sintrad glasplatta (porositet: 3) och med slangnippel som kopplas direkt till vattenkran. Kolonnen skall vara monterad lodrätt i ett stativ.

2.6 Väggglas

Ø 35 mm med överfallande, slipat lock.

3 UTFÖRANDE

3.1 Torrdensitet

Kolet är torrt om provet härrör från direkt efter regenereringen eller från "torrt" kol vid leverans. Våta prover från filtren torkas i torkskåp efter bestämningen av våtvolymdensiteten.

Kolproverna förvaras i 250 ml glasburkar (honungsburkar) med plåtlock.

En 500 ml mätcylinder (2.2) kalibreras. Väg den tomma cylindern: b g. Nollställ vägen med cylindern på och häll i vatten utan att spilla på kanterna. Läs av vägen varje 10 ml skalstreck. Avsätt cylinderns gradering (y -axeln) som funktion av vågavläsningarna (x -axeln). Anteckna den tomma cylinderns massa både på diagrammet och cylindern för att undvika förväxlingar.

Fyll det torra kolet i den kalibrerade mätcylindern (2.2) genom tratten (2.4). Jämn försiktigt av ytan med en glasstav! Väg cylindern med kolet i: a g (0,1 g avläsbarhet!). Avläs och anteckna skalstrecket för kolnivån i mätcylindern och läs av den rätta volymen i kalibreringsdiagrammet: c ml.

Uttag delprover av det "torra kolet" i väggglas (2.6) för andra analyser såsom metylenblåttal, jodtal osv.

Återfyll kolet "kvantitativt" i glasburken och fyll upp med destillerat vatten. Efter att kolet har väts under 24 timmar kan 3.2 Våtdensitet (enligt nedan) bestämmas.

3.2 Våtdensitet

Vid bestämning av våtdensiteten måste kolet vara vått. Kolprover från filtren skall köras direkt, före bestämning av torr-volymvikten.

Kalibrera en graderad tvättkolonn (2.5) på samma sätt som mätcylindern (2.2) under 3.1 Torrdensitet.

Provet tvättas 15 min i tvättkolonnen (2.3) med vattenflödet avpassat så att kolet fluidiserar och svävar upp till 10 cm under kolonnens övre mynning. Härvid ursköljes alla partiklar och flockar som är lättare än kolet. Ev närvarande sand anrikas i bottenkiktet. Sanden skall avlägsnas ur provet.

Efter tvättningen skall - om det är våta prover - delprover uttagas av det "tvättade kolet" för andra analyser såsom metylenblåttal, jodtal osv.

Därefter fluidiseras kolbädden åter i tvättkolonnen så att bädden expanderar ca 30 % under 60 sek. Stäng snabbt av vattenflödet och markera på tvättkolonnen efter 5 minuter den statiska bäddhöjden. Läs av motsvarande volym i kalibreringsdiagrammet: h ml. Överför kvantitativt allt kol i 500 ml bägare. Torka kolet över natten vid 110 °C. Placera kolet i en exsickator under 60 min. Väg därefter bägaren och kolet: d g (0,1 g-s avläsbarhet).

Väg den tomma bägaren: e g.

Gör därpå bestämning av 3.1 Torrdensitet om provet är "vätt kol".

Tag vara på allt kol efter analyserna. Vät och häll tillbaka kolet till det filter varifrån det härrör.

3.3 Beräkning

$$\text{Torrdensitet} = 1\,000 \cdot \frac{a - b}{c} \text{ g/l}$$

a g kol och mätcylinder

b g tom mätcylinder

c ml kolvolym

$$\text{Våtdensitet} = 1\,000 \cdot \frac{d - e}{h} \text{ g/l}$$

d g kol och bägare

e g tom bägare

h ml kolvolym

Resultatet anges avrundat till närmaste femtal.

4 LITTERATUR

K Ridgway & K J Tarbuck, The properties of random packed beds of spheres, British Chemical Engineering, 12:3, 1967, 384-8.

M Leva, Fluidisation, McGraw-Hill, 1959.

F Schytil, Wirbelschichttechnik, Springer Verlag, 1961.

Pittsburg Activated Carbon, Test Method: Determination of Moisture Content of Activated Carbon, 4/71.

Pittsburg Activated Carbon, Test Method: Determination of the Apparent Density of Activated Carbon, 4/71.

