





There is no such thing as a good filter....

Utfordringer og potensialer for sikker og bærekraftig drift av koaguleringsanlegg

Bjørnar Eikebrokk

Drikkevannskonsult - B. Eikebrokk
Org.nr. 919 577 649 MVA
+47 93058590; bjorneik@online.no

INNHOLD

- Krav til vannbehandling og hygieniske barrierer i drikkevannsforskriften
- Koaguleringsanlegg som hygienisk barriere - barriereindikatorer og indikatorverdier
  - Driftsforholdene må være optimale – og de må jevnlig optimaliseres
- Filterdesign og filterdrift
  - Uheldig filterdrift kan gi barrieresvikt
- Samvirket mellom filteret og vannet som filtreres
- Råvannsdiagnose som grunnlag for prosessvalg og optimal drift – NOM er en joker
- Bærekraft og ressursbruk: Påvirkes ikke bare av driftsforholdene – men også av prosessutformingen
- Vannbehandling og klimaendringer
- Sluttord

Drikkevannsforskrift med Veileder

Krav til vannbehandling og koaguleringsanlegg

§ 13.*Vannbehandling*

Vannverkseieren skal sikre at råvannet behandles slik at drikkevannet tilfredsstiller kravene i § 5.
Vannbehandlingen og kildebeskyttelsen etter § 12 skal til sammen gi tilstrekkelige hygieniske barrierer. Dette innebærer at vannbehandlingen skal være tilpasset:

a) Råvannskvaliteten, b) Farene identifisert i samsvar med § 6, og c) Mengden produsert vann per døgn

En vannbehandlingsmetode som fjerner eller inaktiverer sykdomsfremkallende virus, bakterier, parasitter eller andre mikroorganismer, skal alltid inngå, med mindre vannforsyningssystemet har grunnvannskilde og farekartleggingen etter § 6 tilsier at det ikke er nødvendig.

Vannverkseieren skal sikre at det utarbeides en **plan for hvordan vannbehandlingsanlegget skal driftes** og vedlikeholdes, og at denne planen er oppdatert og følges.

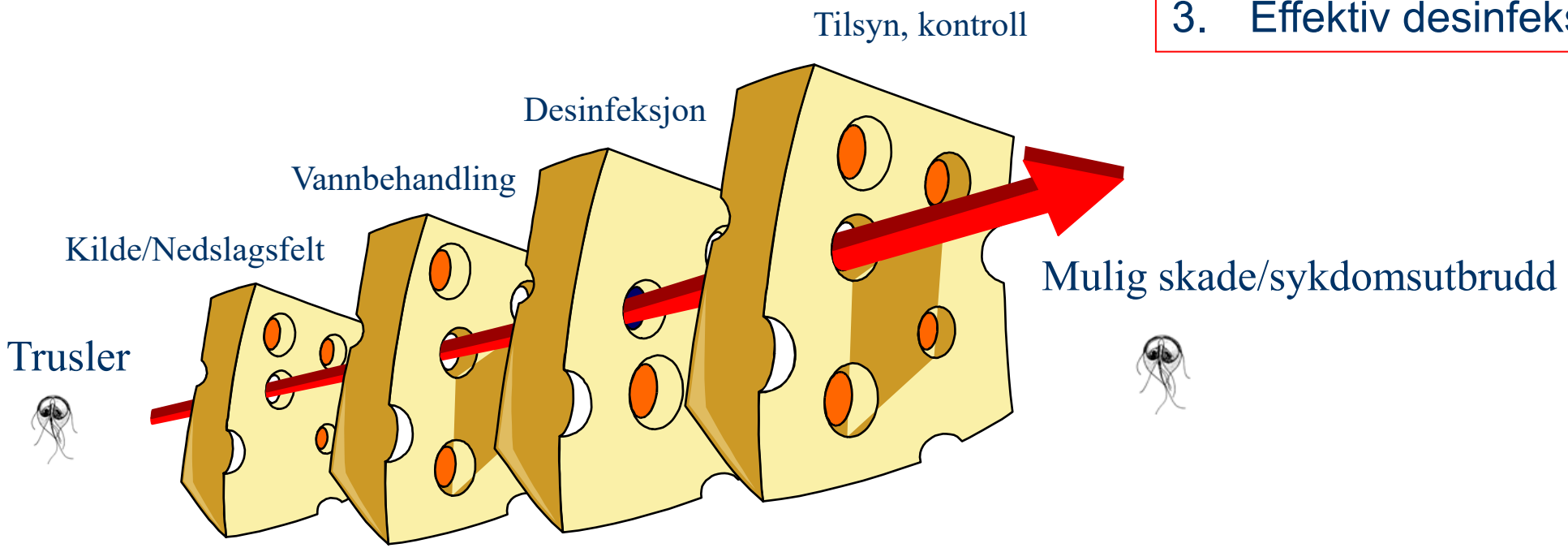
Vannbehandlingen skal være tilpasset råvannskvaliteten: En god «behandlingskur» krever en god råvannsdiagnose

Veileder til drikkevannsforskriften | Mattilsynet



Barrierer i vannforsyningen

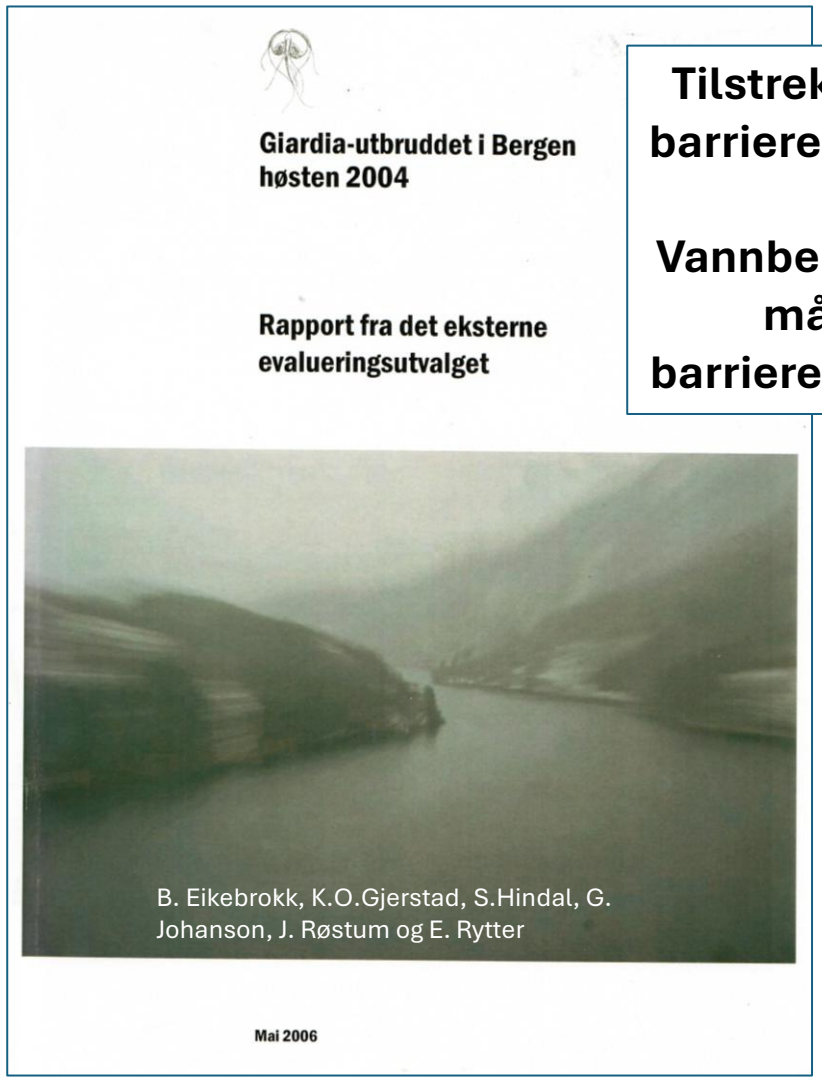
Hygieniske barrierer
1. Beskyttet kilde/nedslagsfelt
2. Adekvat vannbehandling
3. Effektiv desinfeksjon



Skader oppstår ved manglende eller svake sikkerhetsbarrierer ("hull") – som vi ønsker å tette…

Norsk Vann-rapport 188/2012

Vannbårne sykdomsutbrudd kan oppstå hvis barrierene ikke er på plass eller svikter



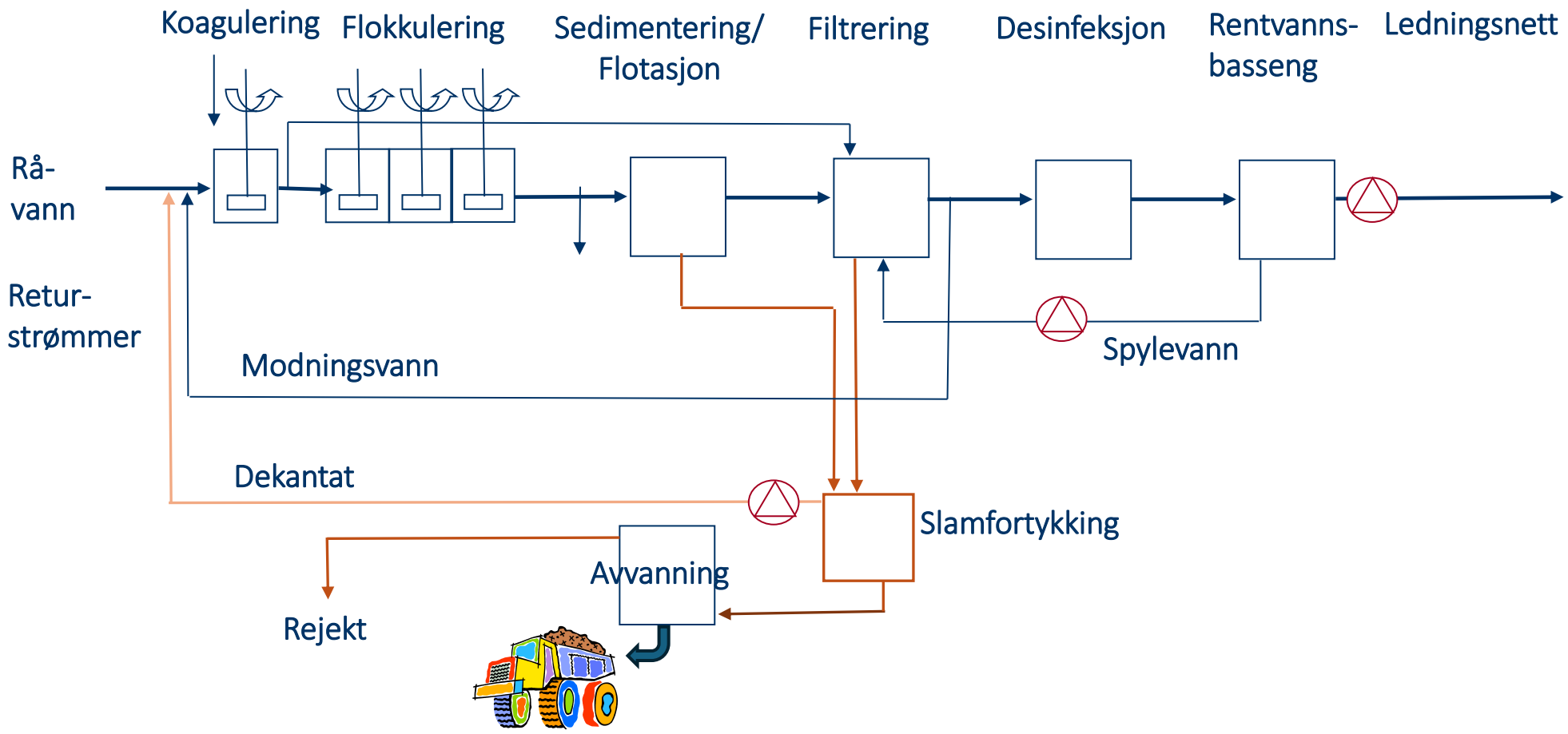
Tilstrekkelige hygieniske barrierer må være på plass - og Vannbehandlingsanlegget må drives slik at barrierene faktisk fungerer



Barrierer i vannkilde og vannbehandling kan ikke beskytte mot patogene organismer som slipper inn på ledningsnettet

Koaguleringsanlegg for Drikkevann

Mer enn 100 koaguleringsanlegg i Norge forsyner over 2 millioner mennesker

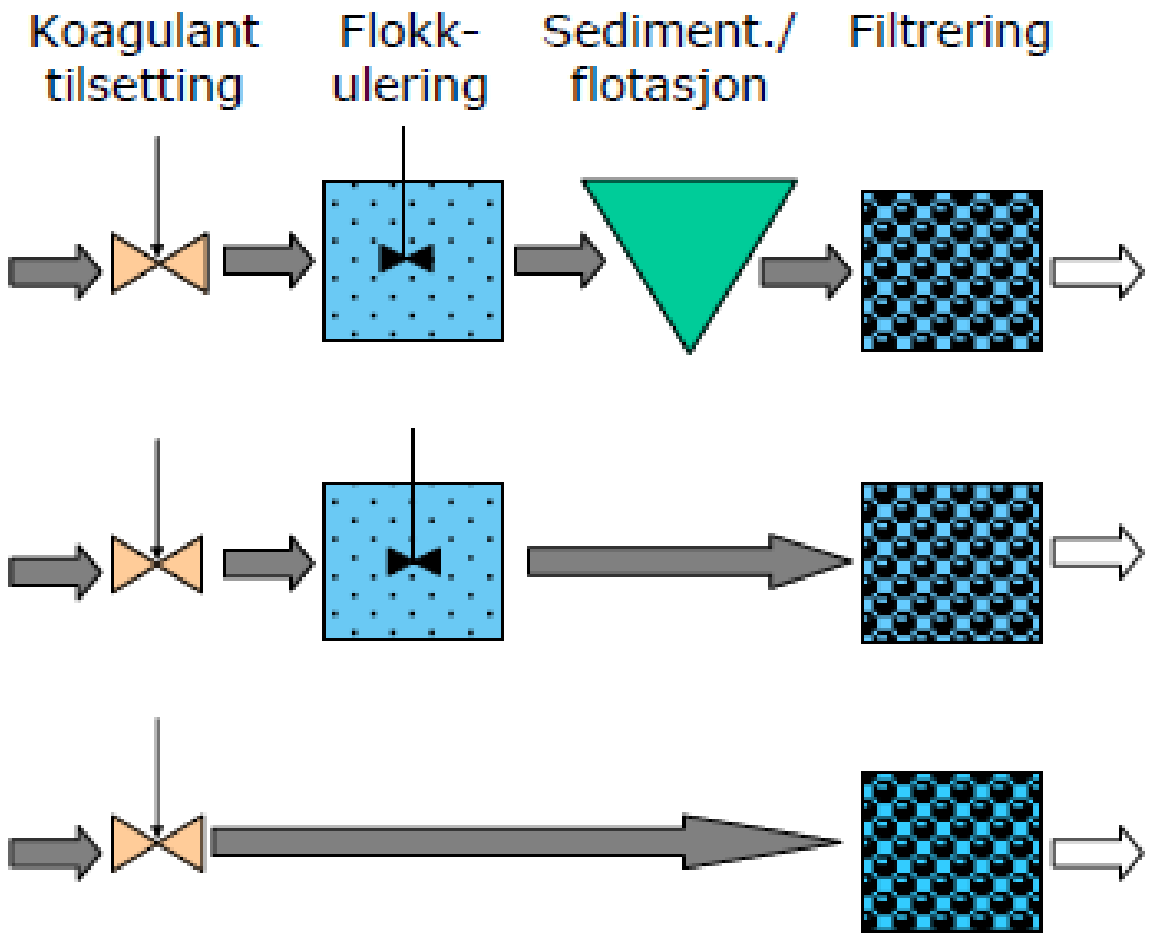


Utforming av filteranlegg – Flytskjemaer

Konvensjonell filtrering

Direktefiltrering

Kontaktfiltrering



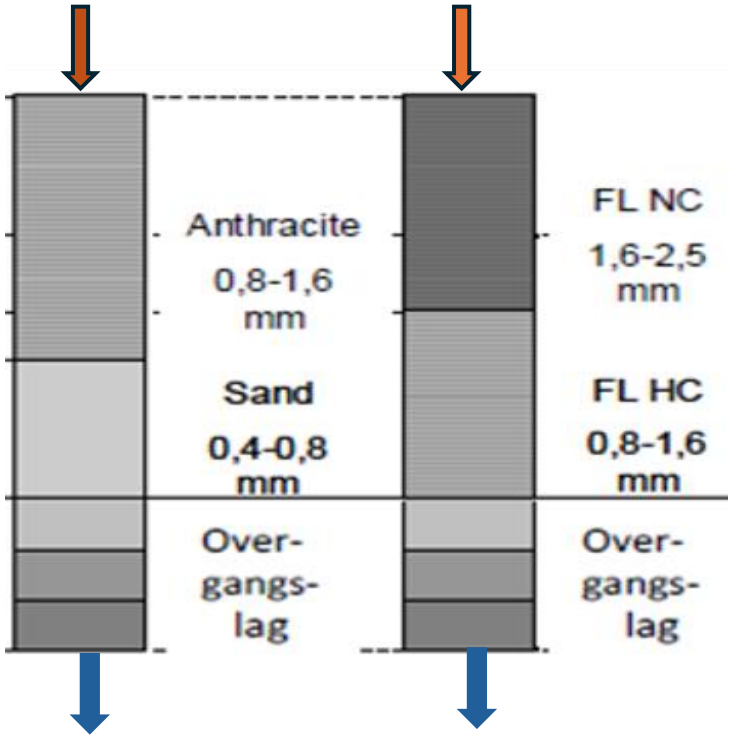
Vanlige Filtertyper

- ✓ Nedstrøms én-, to- eller tre-media filtre med Filtralite eller Anthrasitt over sand (2-M) og evt alkalisk masse (3-M)
- ✓ Oppstrøms én-medium sand, e.g. Dynasand med kontinuerlig spyling

Etter Norsk Vann-rapport 188/2012

Filtralite Mono-Multi Patent

Norsk Leca/Optiroc



NORGE

(12) **PATENT**

(19) NO (11) **314291** (13) B1

(51) Int Cl[7] B 01 D 24/02, 24/12, 39/02, 39/06

Patentstyret

(21) Søknadsnr	19991750	(86) Int. inng. dag og søknadsnummer	
(22) Inng. dag	1999.04.13		
(24) Løpedag	1999.04.13	(85) Videreføringsdag	
(41) Alm. tilgj.	2000.10.16	(30) Prioritet	Ingen
(45) Meddelt dato	2003.03.03		

(71) Patenthaver Optiroc AS, Svelleveien 34, 2004 Lillestrøm, NO
(72) Oppfinner Bjørnar Eikebrokk, Trondheim, NO
(74) Fullmektig Bryn Aarflot AS, 0104 Oslo

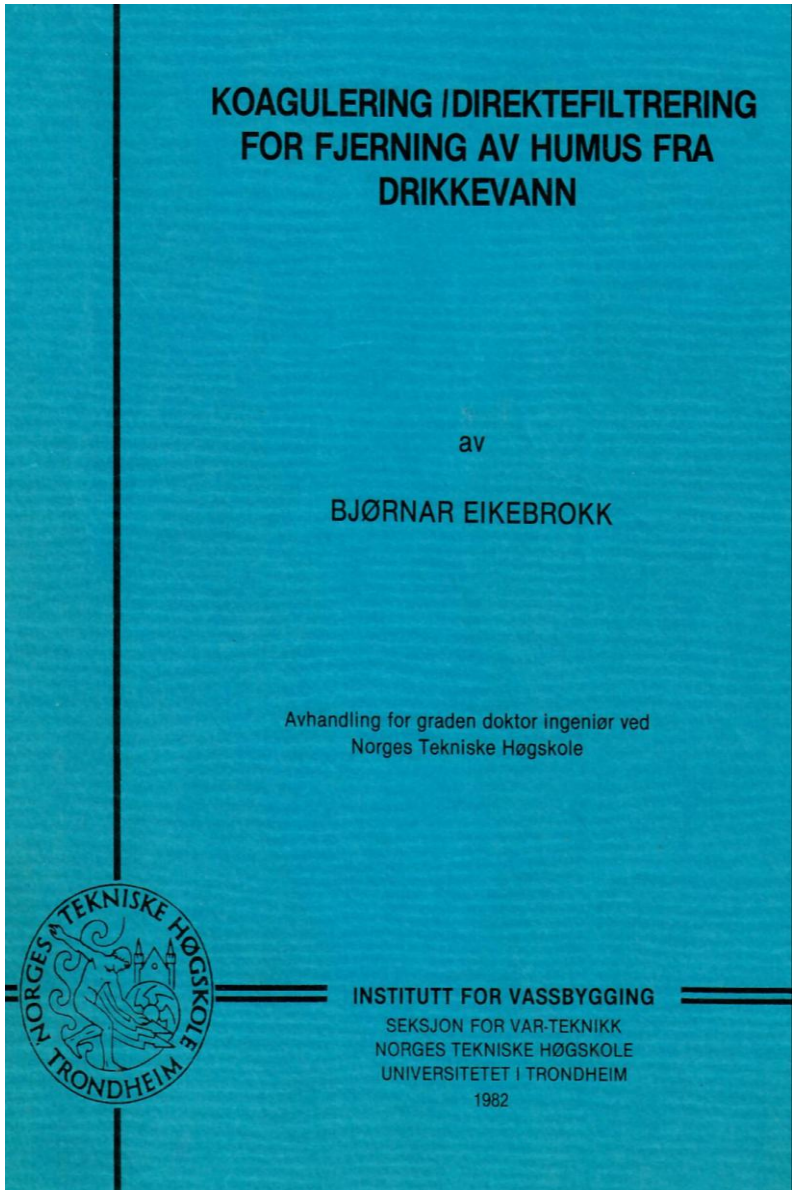
(54) Benevnelse **Kombinasjon av fraksjoner av lettklinkerkorn av ekspandert leire for tilberedning av en filterseng**

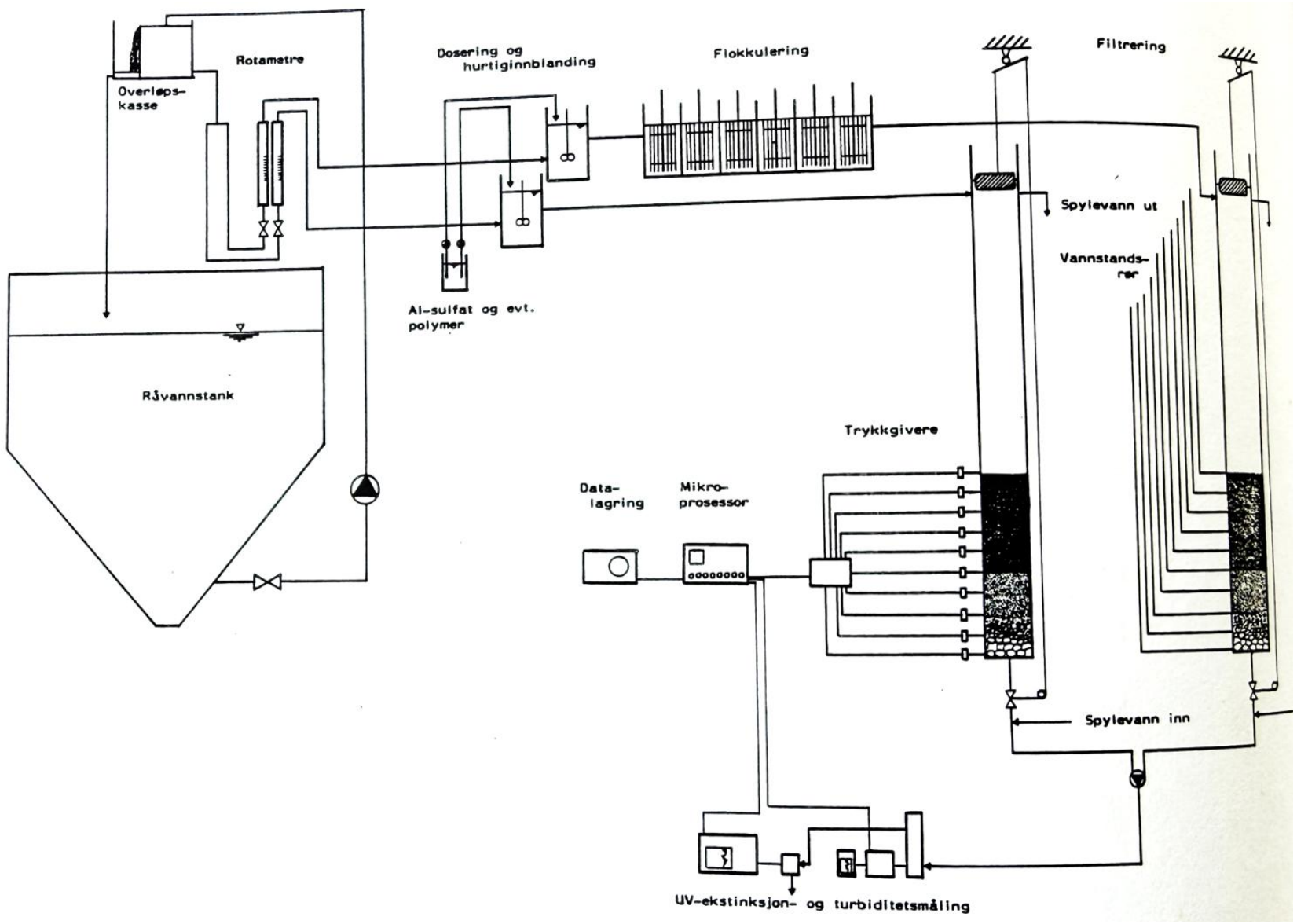
(56) Anførte publikasjoner US 4225443, WO 81/02844, US 4197205, NO 303566, US 5292436
NORSK LECA; FILTRALITE FOR WATER PURIFICATION, LECA 12.300,1996

(57) Sammendrag

Den foreliggende oppfinnelse vedrører et granulert materiale og en anvendelse av dette i dybdefiltre for rensing av væske. Materialet består av korn av ett og samme materiale med varierende diameter og densitet. Kornenes densitet øker når kornenes diameter avtar på en slik måte at man oppnår en ideell fordeling av kornstørrelse fra grov til fin i væskens strømnings-retning ned gjennom filtersengen, som en følge av kornenes sedimentering etter endt tilbake-spyling og tilhørende ekspansjon av sengen. I samråd med rådgiver, anleggseier, m.fl. kan filtersengens utforming og egenskaper skreddersys til ulike aktuelle filtreringsformål, og hele filtersengen kan leveres som en totalpakke fra én og samme produsent/-leverandør.Kornenes egenskaper kan manipuleres og en ideell filterserseng kan settes sammen for å optimalisere renseprosesser og filteranvendelser, uten at det er nødvendig å bruke flere ulike typer filtermaterialer.

1979-1982: Universitetsstipend, Pilotforsøk og Avhandling om NOM-fjerning





Mattilsynets Veileder til DVF

Vannbehandling som Hygienisk Barriere - Koaguleringsanlegg

Eksempler på vannbehandlingsmetoder

I denne punktlisten har vi angitt hva som skal til for at de ulike vannbehandlingsmetodene normalt bør fungere som hygienisk barriere. Punktlisten angir derfor ikke krav til de ulike metodene, men er en faglig veiledning. Dere selv skal kunne dokumentere at vannbehandlingen og kildebeskyttelsen til sammen gir tilstrekkelige hygieniske barrierer.

- Ved klorering.....
- Ved UV-bestråling.....
- Ved ozonering.....
- Ved membranfiltrering.....
- **Ved koagulering vil erfaringsmessig restinnholdet av aluminium eller jern i drikkevannet være mindre enn 0,15 mg/l, samtidig som fargeverdien er mindre enn 5 mg Pt/l. Videre vil da også mengden organisk materiale være mindre enn 3 mg C/l. Turbiditeten er da erfaringsmessig mindre enn 0,2 FNU.**

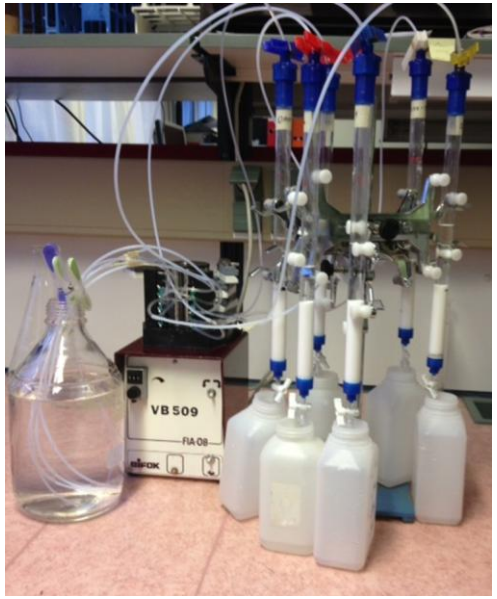
Barriereindikatorer eller prosessparametere, jfr Tabell C i eldre utgaver av DVF

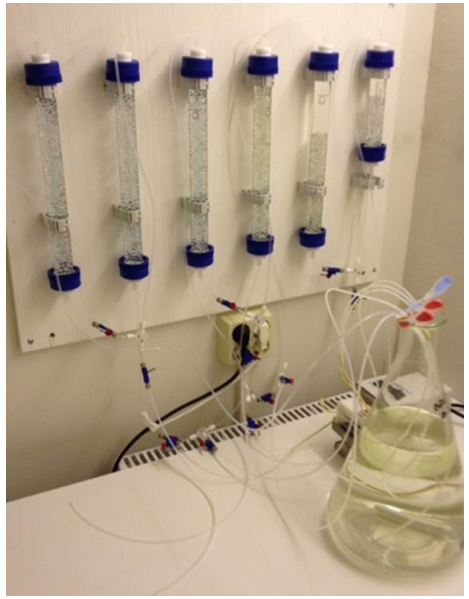
Så hva må til for at koaguleringsanlegg skal utgjøre en hygienisk barriere – og når kan barrierene svikte?

Koaguleringen må tilpasses råvannet

- ✓ Fareanalyse av vannforsyningssystemet må ligge i bunn (§6 i DVF)
- ✓ Diagnose av råvannet: NOM-fraksjonering, BDOC-analyse, mikrobiologi, ATP, FCM, DNA-sekvensering, metaller, mm
- ✓ Vurdering av behandlingsbarhet med ulike metoder
- ✓ Ved koagulering: Tilpasning av koagulanttype, dose og pH til det aktuelle råvannet og dets kvalitetsvariasjoner

Fjernbar (VHA, SHA, CHA) vs. ikke fjernbar NOM (NEU)	BDOC: Bionedbrytbar andel av total DOC	Flowcytometri: Totale (TCC) og Intakte celler (ICC)	ATP: Energibæreren i levende celler





VHA dominerer i norske råvann, og BDOC er lav
VHA og CHA er lett koagulerbare
SHA er mindre koagulerbar
NEU er lite/ikke koagulerbar

Omfattende forsøk i oppgradert pilotanlegg

3 hovedtyper av råvann: Farge 15, 30 og 50 mg Pt/L



1979 - 2002

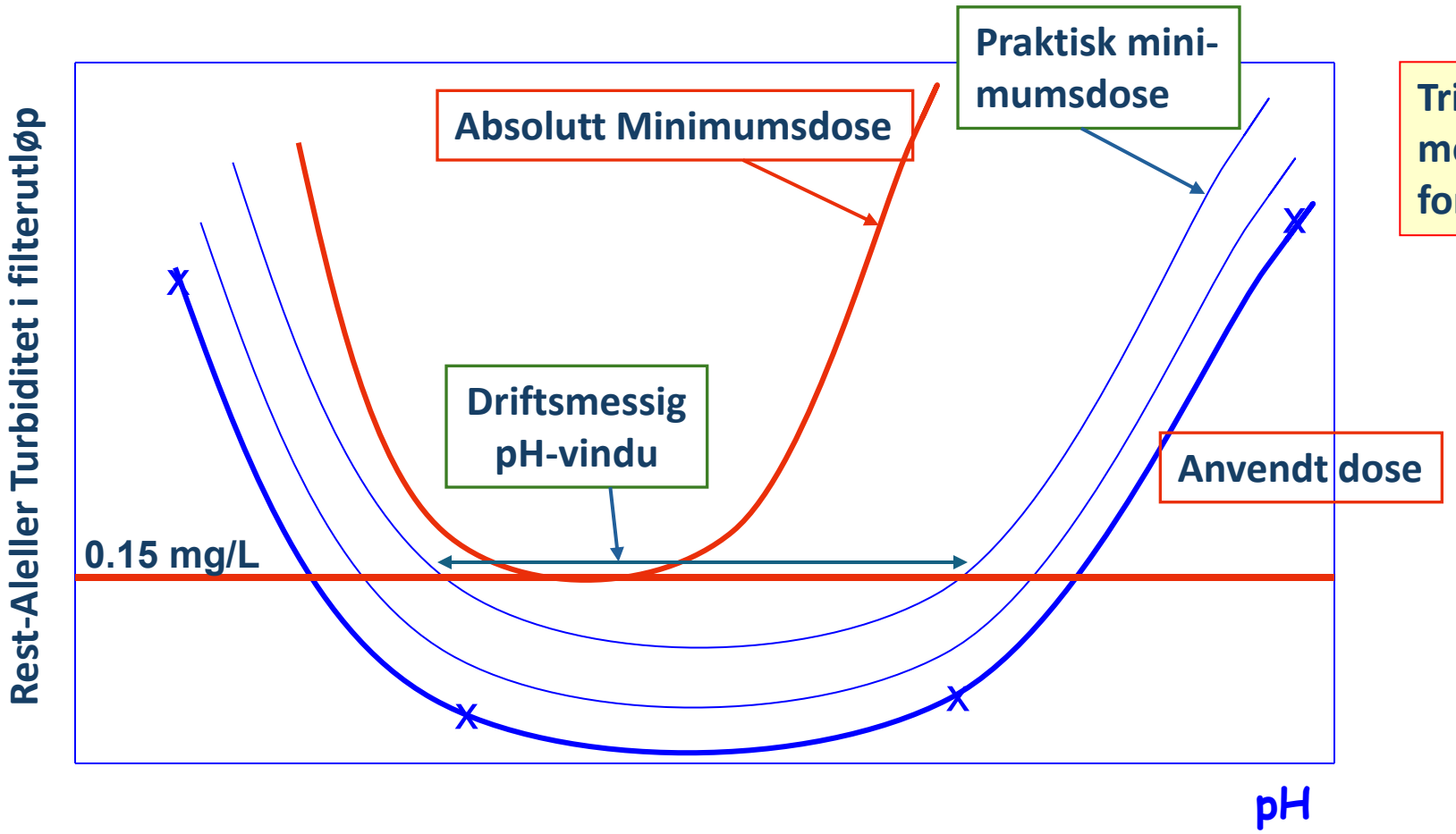
- > 1000 filtersykluser
- 6 ulike koagulanter
- 3 ulike NOM-innhold (Farge 15, 30 og 50)
- 7 ulike filtersenger
- Med og uten forozonering
- Ulike typer korrosjonskontroll
- 3 typer miksere
- Normal og lav temp (12 og 1°C)
- Ulike polymerer som filtreringsmidler

Forsøksresultater/erfaringer

Modeller for

Koagulantdose; Slamproduksjon, Filterkapasitet, mm

Optimale koaguleringsforhold kan identifiseres ved systematisk variasjon av koagulantdose og pH



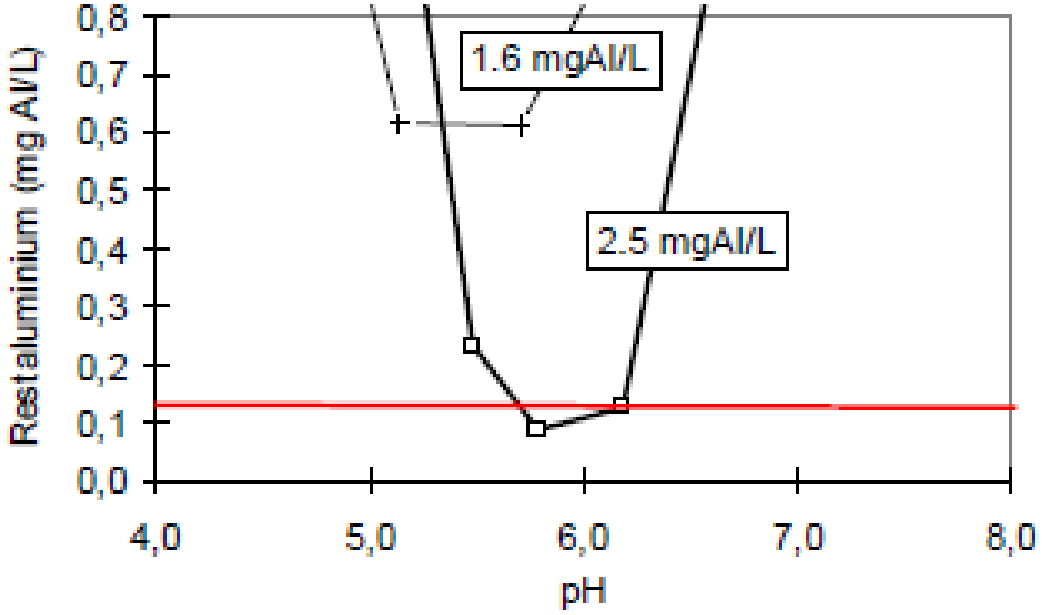
Trinnvis variasjon av doserings-mengde, med minst 4 pH-verdier for hvert dosenivå

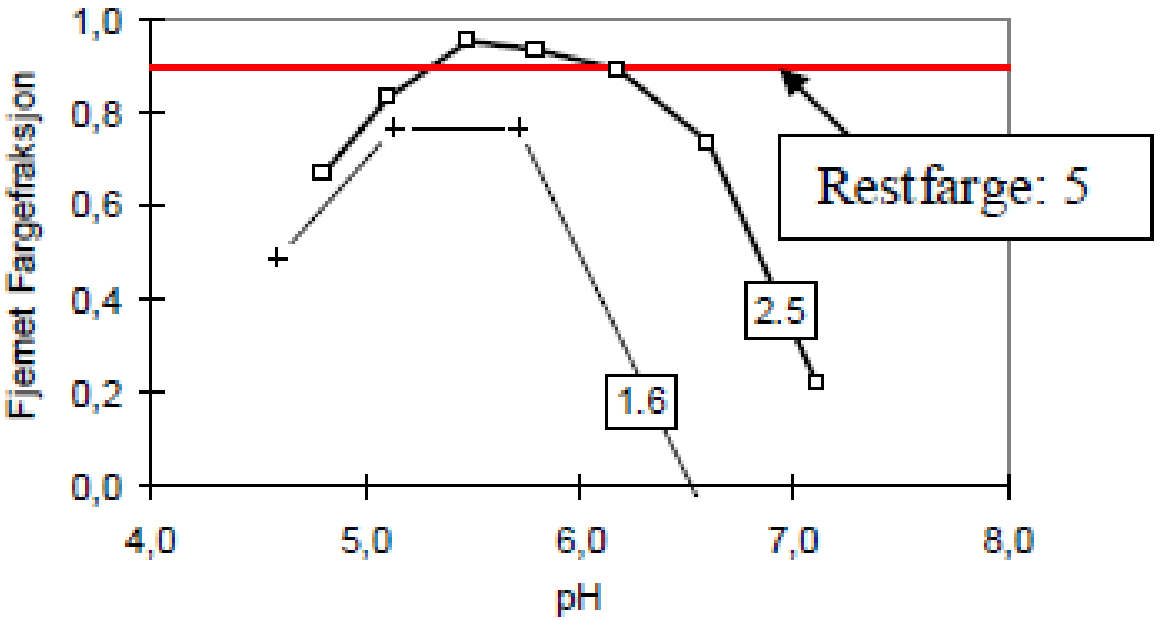
Etter Norsk Vann-rapport 189/2012

Resultater fra koaguleringsoptimalisering

Systematisk variasjon av dose og pH - Eksempler med bruk av Al-sulfat

Råvannsfarge 50





Restkoagulantinnhold (< 0.15 mg/L) eller utløpsturbiditet (< 0.2 NTU) ofte dosebestemmende barriereindikatorkrav

Norsk Vann-rapport 188/2012

Anbefalinger for Dosering og pH for ulike Koagulanter

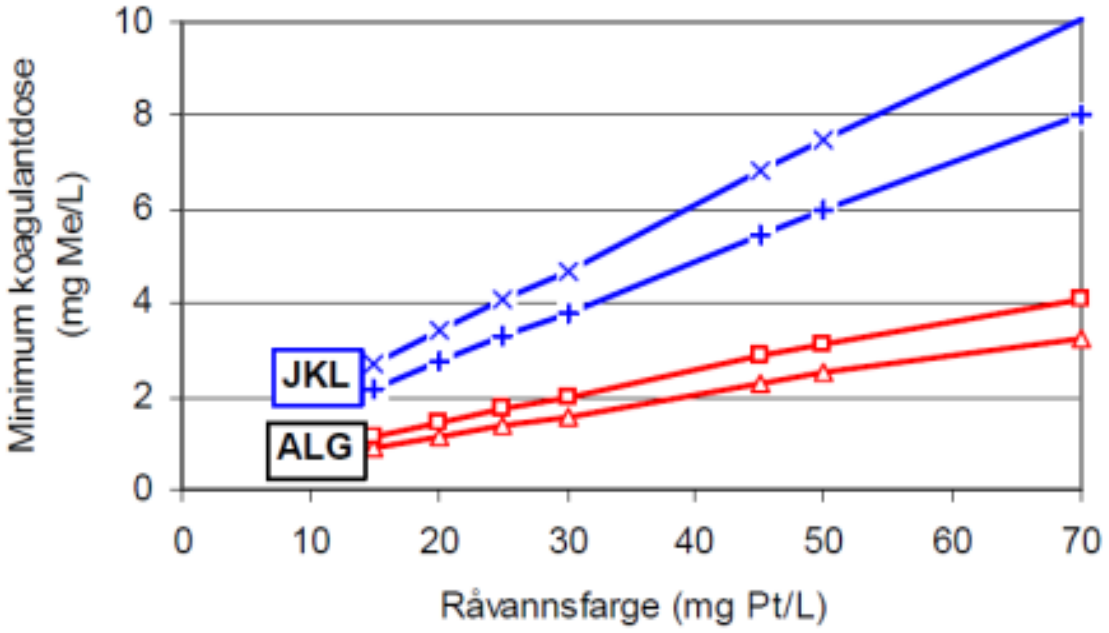
3 typer av råvann: Farge 15, 30 og 50 mg Pt/L

Råvanns-farge mg Pt/L	SUVA L/mg C m	Minimum spesifikt koagulantbehov			
		Al-sulfat µg Al/mg Pt	Poly Al-klorid µg Al/mg Pt	Fe-klorid µg Fe/mg Pt	Kitosan µg/mg Pt
15	3.8	78	67	162	110
30	4.3	63	54	128	80
50	4.8	61	49	100	70
		pH[1)] 5.8-6.6	pH 5.7-6.7	pH 4.0-5.5	pH 5.0-6.0
[1)] Vanlig område for optimal koagulerings-pH for angitt type koagulant					

Norsk Vann-rapport 188/2012

Empiriske Modeller for Koagulantdose

Gjelder for 2-M filtre og rest-Me <0.15 mg/L som bestemmende barriereindikatorkrav



I 3-M filtre med Fe-koagulering og alkalisk bunnlag fjernes rest-Fe særlig effektivt, og koagulantdosen kan derved reduseres med ca. 25 %

Jernkloridsulfat:

D_{MIN} (mg Fe/L) = 0.107 · Råvannsfarge (mg Pt/L) + 0.58

D_{PRAK} (mg Fe/L) = 0.134 · Råvannsfarge (mg Pt/L) + 0.72

Aluminiumsulfat:

D_{MIN} (mg Al/L) = 0.043 · Råvannsfarge (mg Pt/L) + 0.30

D_{PRAK} (mg Al/L) = 0.054 · Råvannsfarge (mg Pt/L) + 0.37

Prepolymerisert aluminiumsklorid:

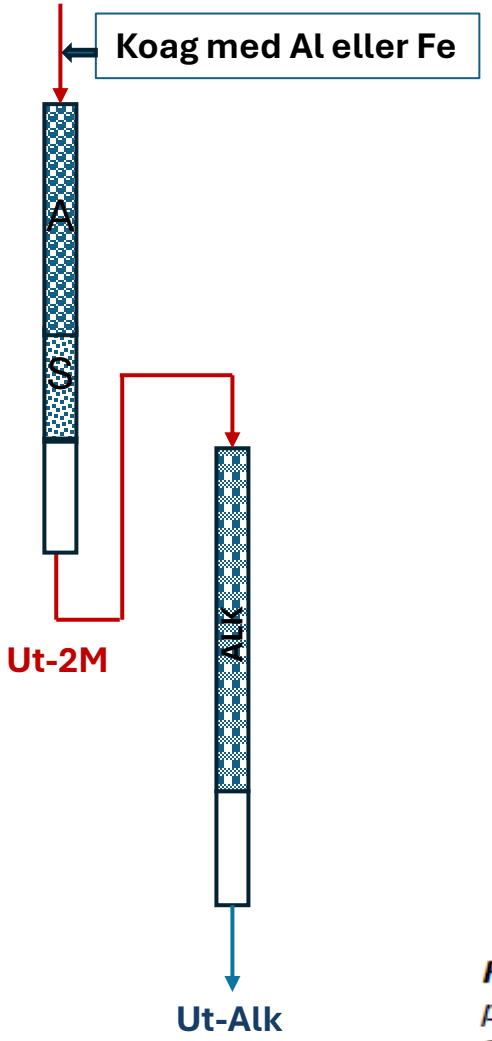
D_{PRAK} (mg Fe/L) = 0.043 · Råvannsfarge (mg Pt/L) + 0.30

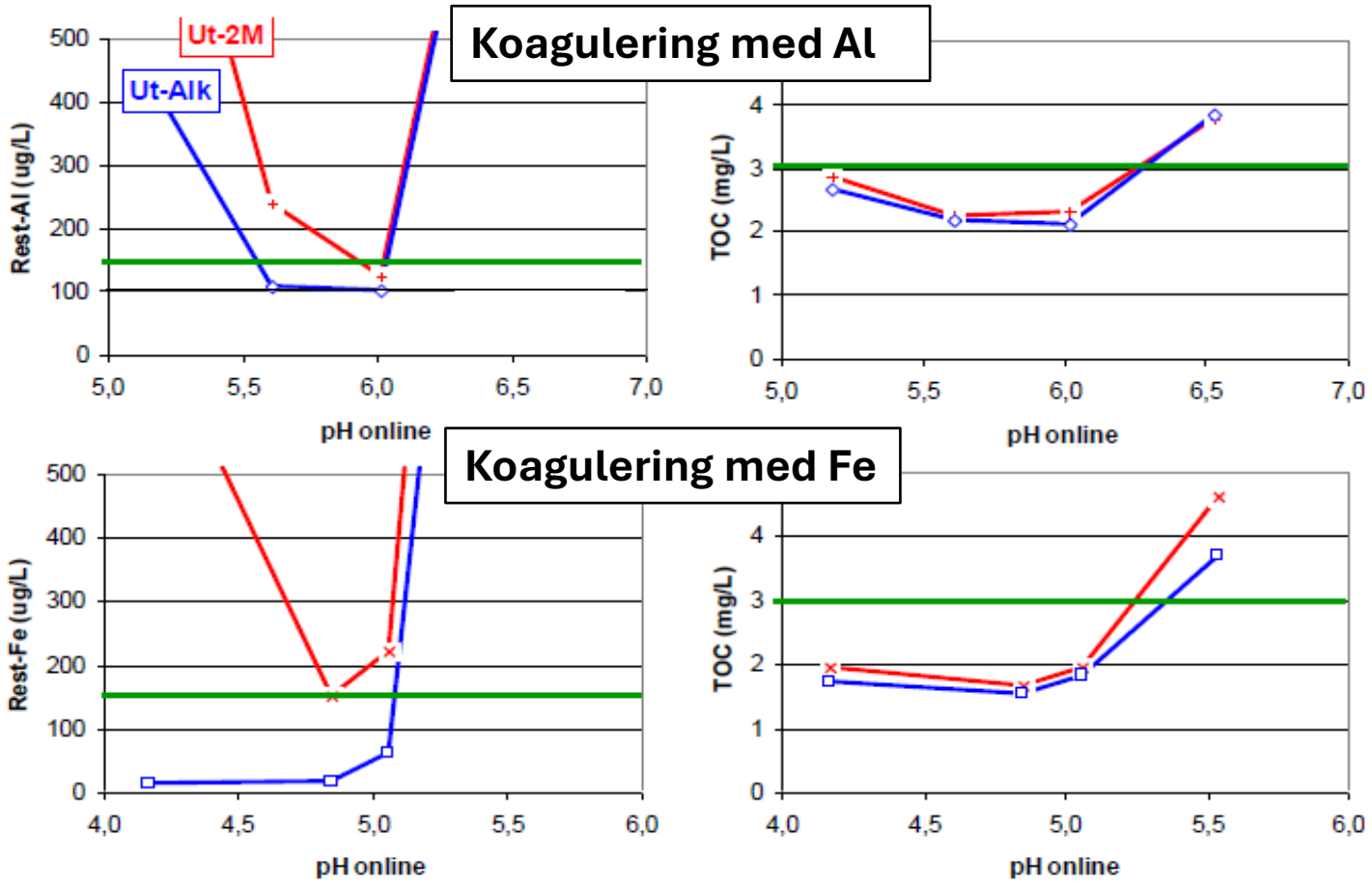
der

D_{MIN} = Absolutt minimumsdose (mg Al/L eller Fe/L) for akkurat å oppfylle gjeldende vannkvalitets- og/eller barriereindikatorkrav

D_{PRAK} = Praktisk minimumsdose (mg Al/L eller Fe/L) for å oppfylle gjeldende vannkvalitets- og/ eller barriere-indikatorkrav innenfor et driftsvennlig/praktisk område for koagulerings-pH

Et alkalisk filterlag kan samle opp restkoagulant – særlig $Fe(OH)_3$



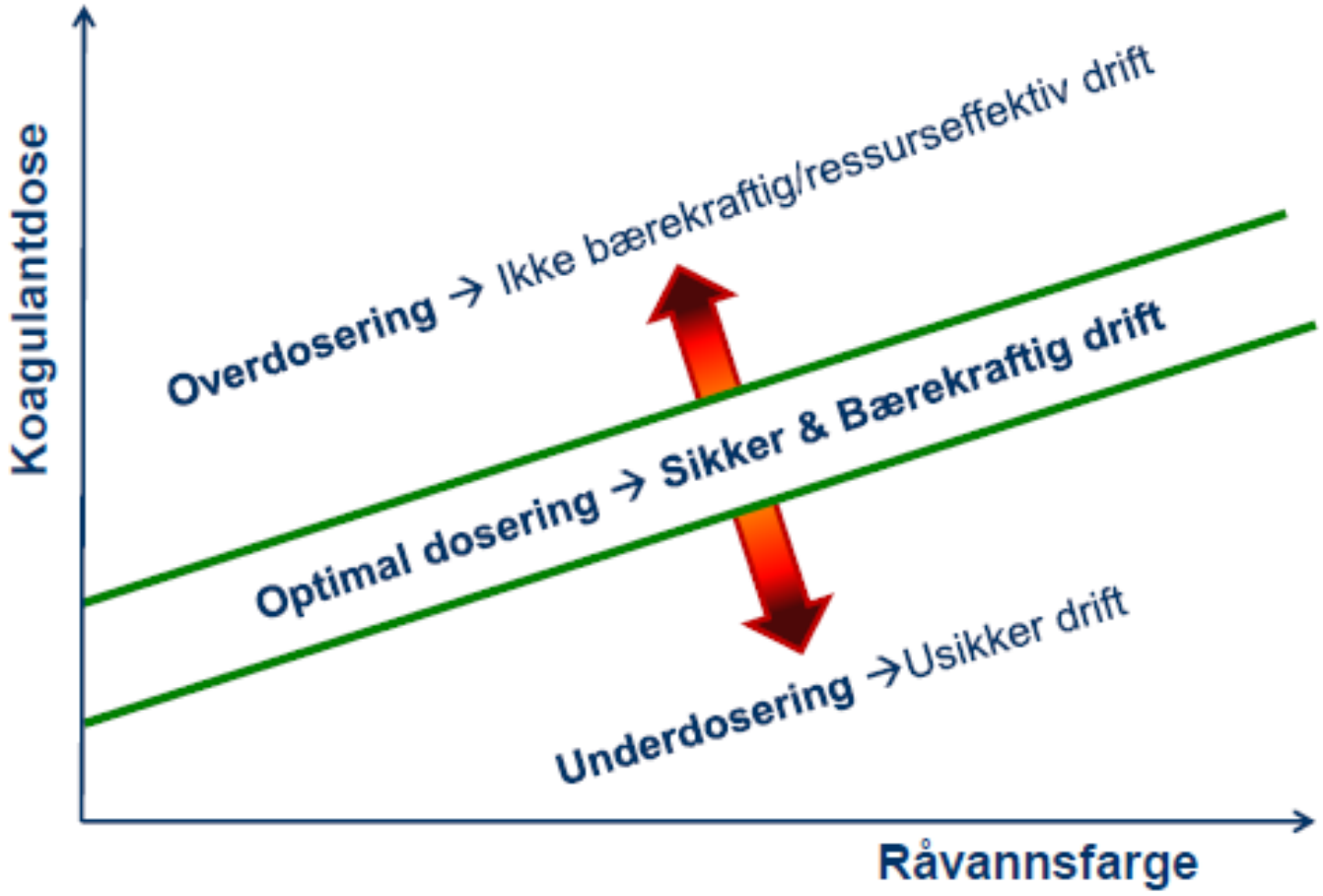


Figur 6-12 *Effekter av to-media filtrering (2-M) og etterfølgende alkalisk filtrering (Alk) på restaluminiuminnhold og TOC ved koagulering av råvann med farge 30 mg Pt/L med aluminiumsulfat (1.6 mg Al/L, øverst) og jernklorid (3.8 mg Fe/L nederst) (Eikebrokk, 2003).*

Etter Norsk Vann-rapport 188/2012

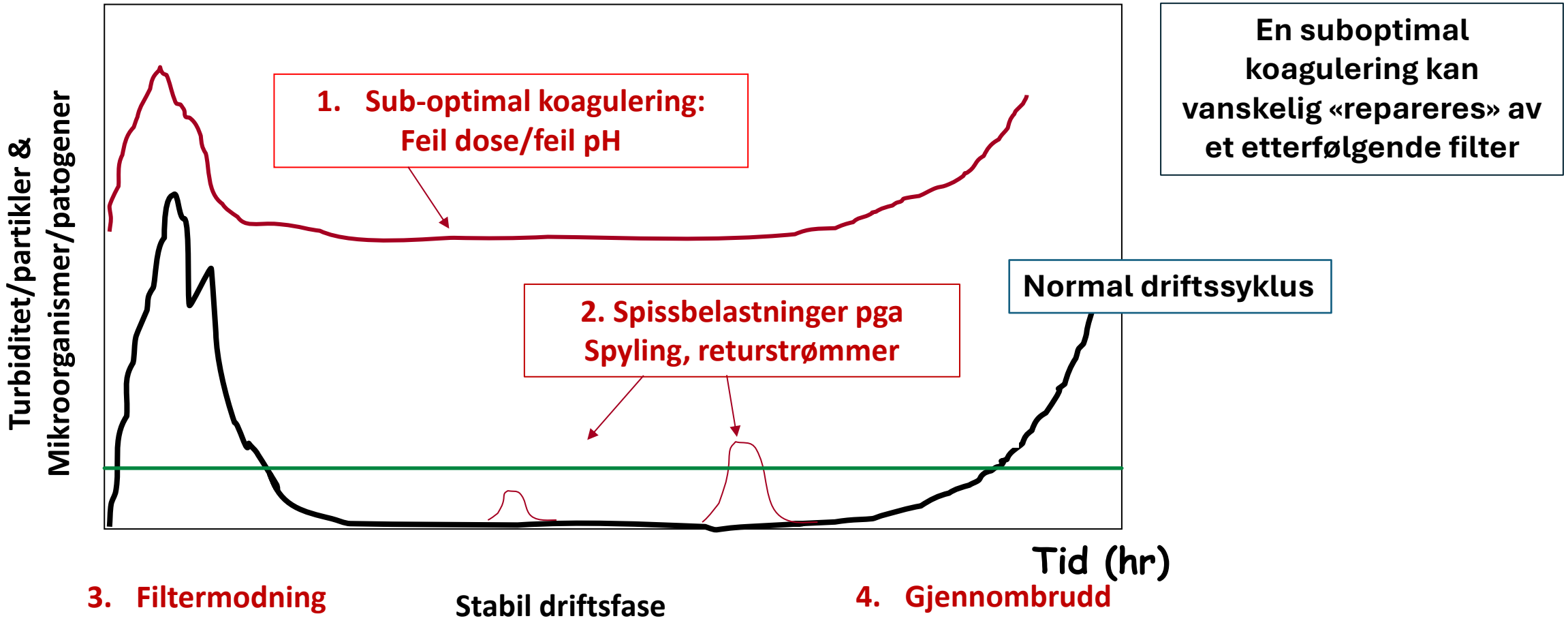
Optimal koagulantdose og pH er viktig for barriereeffekten

Underdosering kan gi barrieresvikt – i likhet med uheldig filterdrift.....



Typiske filtersykluser og vannkvalitetsforløp

og fire situasjoner der koaguleringsbarrieren kan svikte



En suboptimal koagulering kan vanskelig «repareres» av et etterfølgende filter

Kapasitet/Netto vannproduksjon fra filterenheter

AWWA[1]: Unit filter run volumes (UFRV = Vannproduksjon i en filtersyklus pr enhet filterareal) anvendes som indikator/mål på **koaguleringseffektivitet**. US benchmark: > 300 m^3/m^2 (eksklusiv modning)

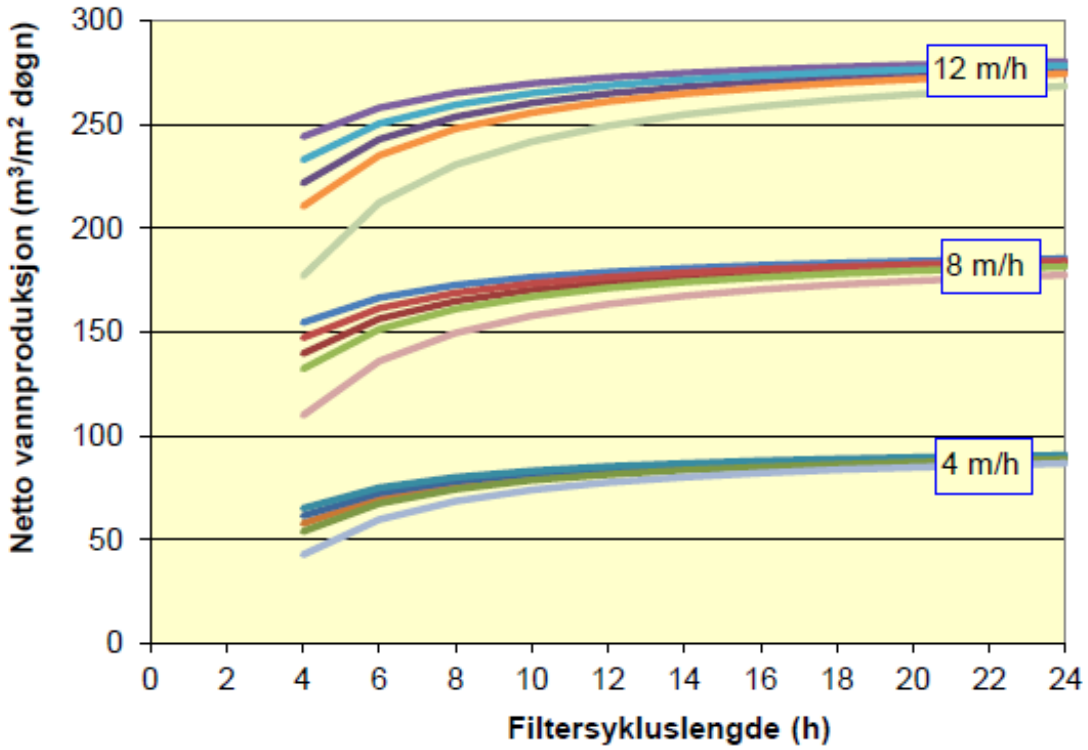
Eikebrokk[2]: Koaguleringen bør optimaliseres via en systematisk variasjon av koagulantdose og pH.
UFRV inngår som element i **kapasitetsberegningen:**
Netto Vannproduksjon pr døgn Q_{Net} = Antall filter-sykluser pr døgn • Netto vannproduksjon pr syklus)
→ Basis for vurdering av dimensjonerende filtreringshastighet og nødvendig filterareal (A (m^2)= Q_{DIM}/Q_{Net})

$$Q_{Net} = [\ 24 / t_p\ ]\ [\ v_f \cdot (\ t_f - t_m) - v_s \cdot t_s\ ]$$

der	Q_{Net}	=	Netto vannproduksjon i m/døgn (m^3 pr. m^2 filter pr. døgn)
	v_f	=	Filtreringshastighet (m^3/t pr. m^2 filterflate, dvs. m/t)
	v_s	=	Spylevannshastighet (m/t)
	t_f	=	Filtreringstid, dvs. filtersykluslengde, inkl. filtermodning (t)
	t_s	=	Vannspyletid (t)
	t_m	=	Tid (t) for kjøring av modningsvann til avløp ("førstefiltrat")
	t_p	=	Total tid (t) mellom hver filterspyling (= $t_f + t_s + t_v$)
	t_v	=	Tid for luftspyling, ventil-/ lukemanøvrering, spylekø, mv.)

1) AWWA Opflow, April 2026, pp 21
2) Eikebrokk 1982 - Avhandling

Netto vannproduksjon fra en filterenhet



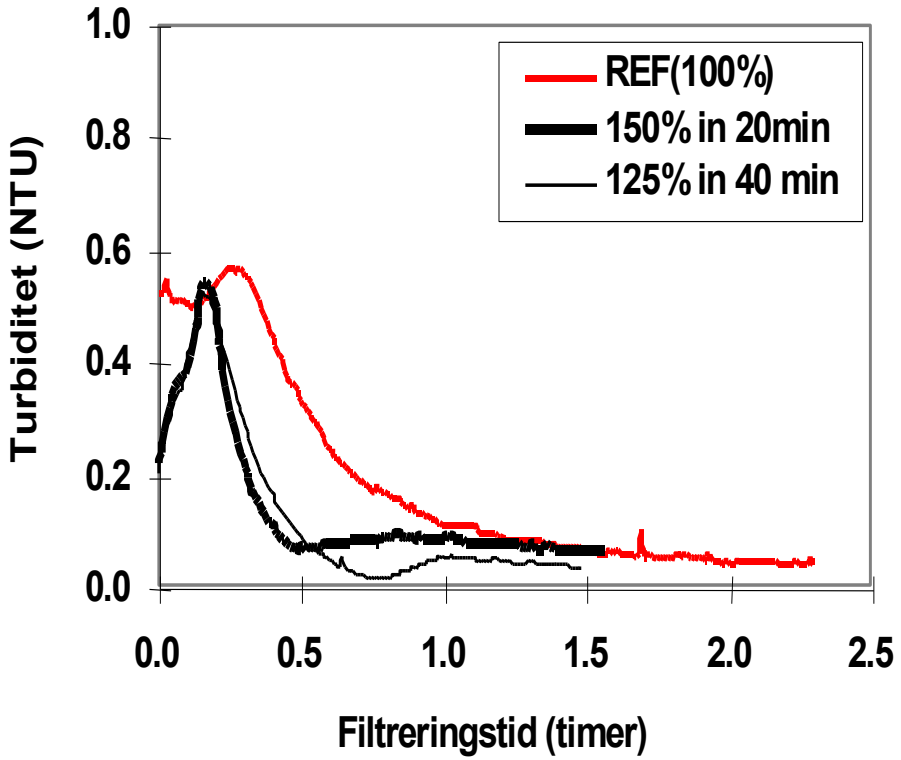
Det er filtreringshastigheten som er avgjørende for produksjonskapasiteten. Filtersykluslengden betyr mindre så lenge den er over 6-8 timer

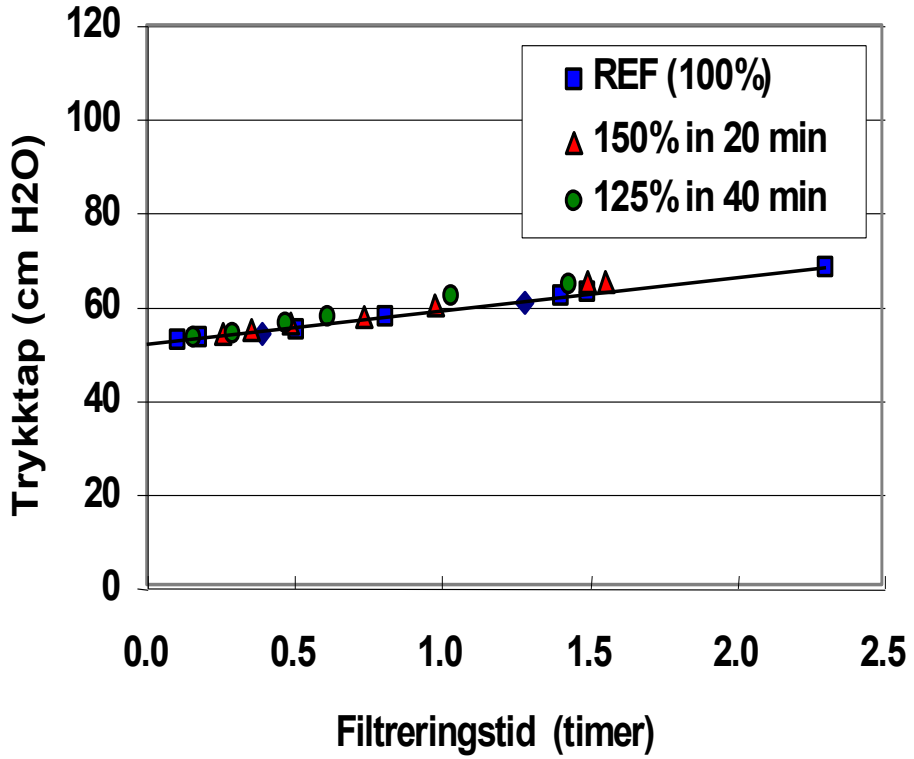
Figur 6-16 *Effekt av filtreringshastighet (4-12 m/t) og filtersykluslengde (4-24 t) på produksjonskapasitet/netto vannproduksjon pr. enhet filterareal. De ulike kurvene for hver filtreringshastighet gjelder for driftssituasjoner der modningsvann kjøres til avløp (t_m) i henholdsvis 0, 10, 20, 30 og 60 minutter regnet ovenfra. Øvrige driftsforhold som er lagt til grunn for beregningene: Vannspyling med intensitet v_s 35 m/t og varighet t_s i 7.5 min; ventiltid m.v. (t_v) 10 min.*

Etter Norsk Vann-rapport 188/2012

Kortvarig initiell overdosering av koagulant kan redusere filterets modningstid betydelig

Eksempel: ALG

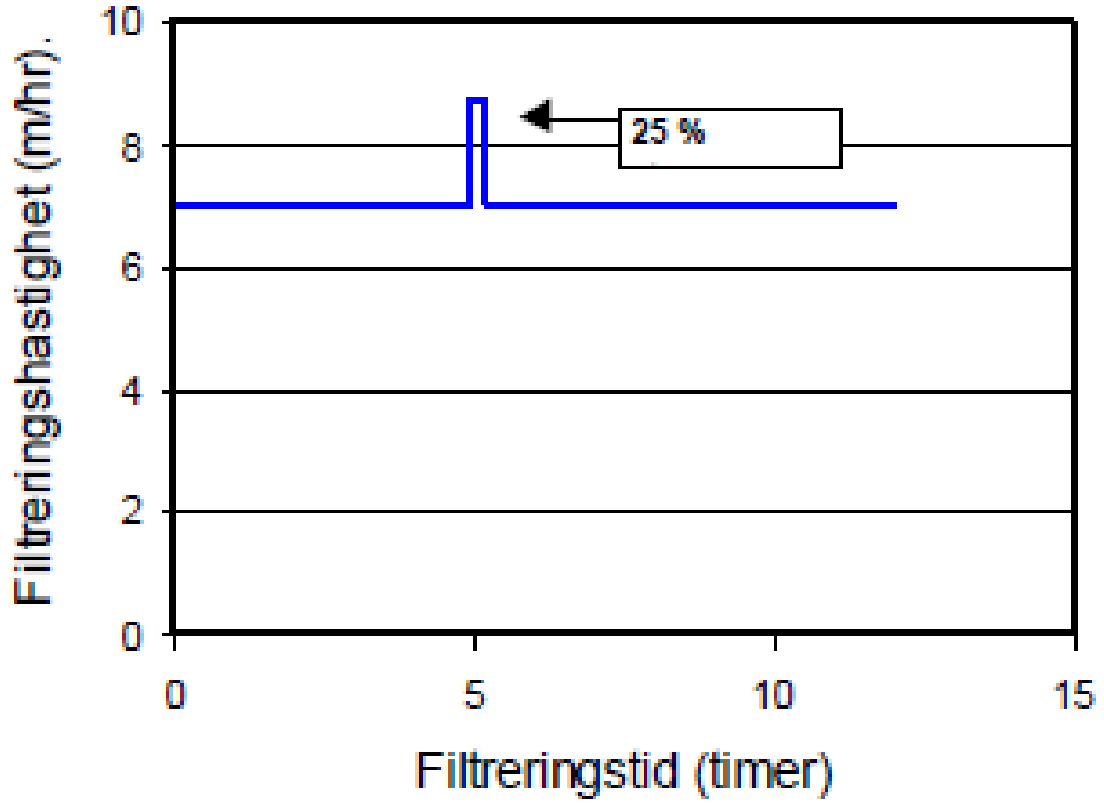


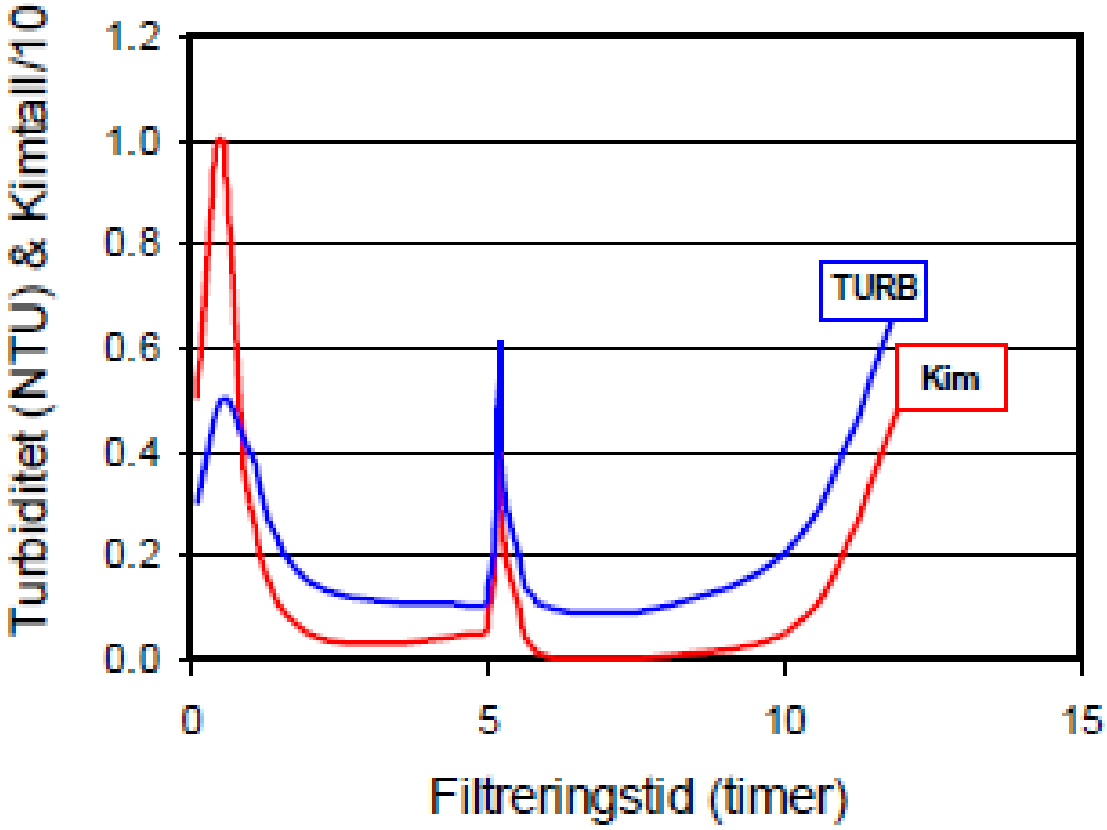


Eikebrokk (2003). NORVAR Fagtreff: Stabil drift av vannverkene, Larvik

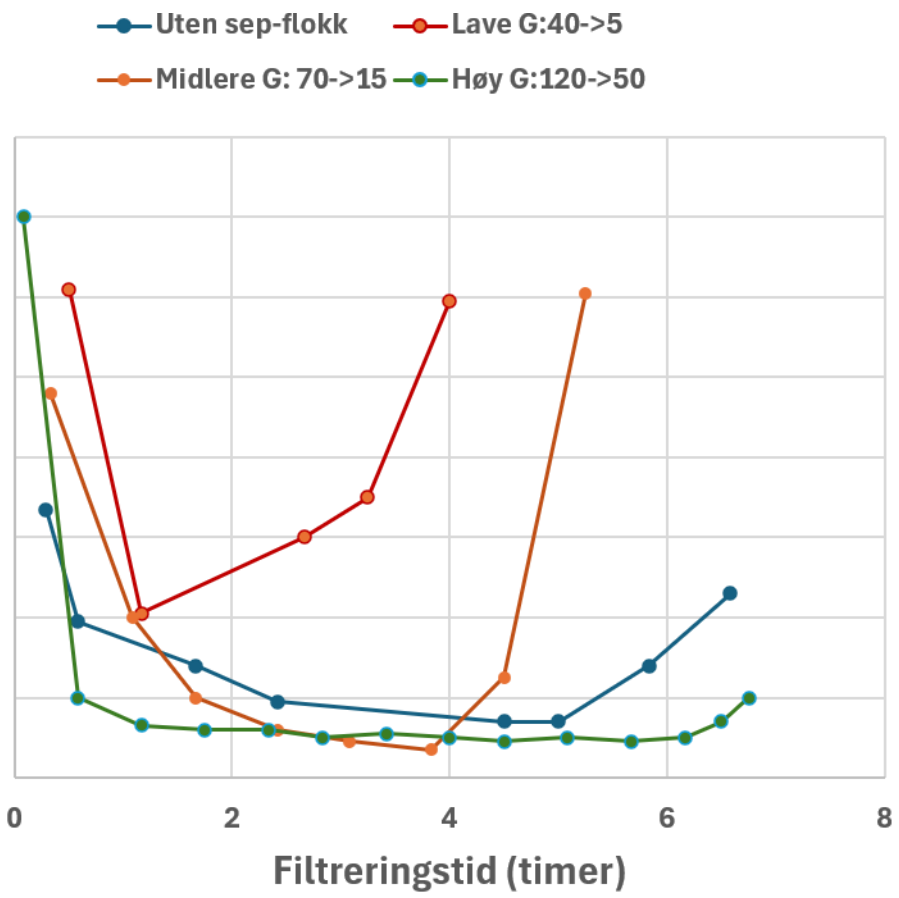
Støtbelastninger bør unngås – bruk rentvannstanken som et buffervolum ved filterspyling

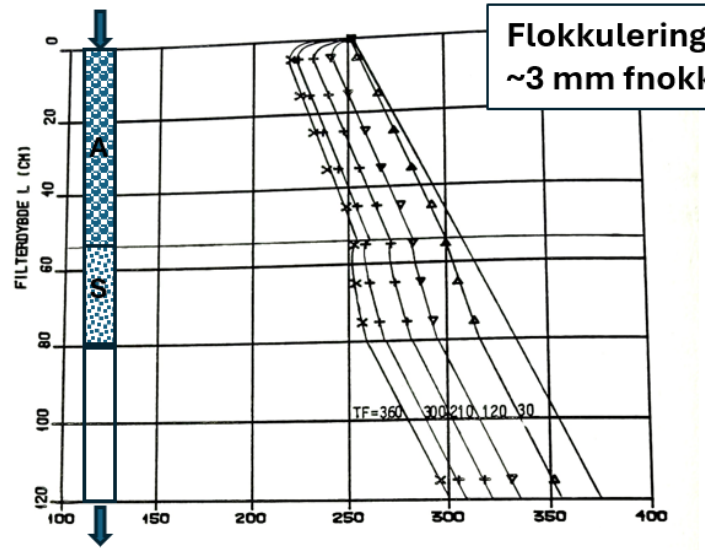
En hastighetsøkning ved spyling av parallelle filterenheter gir forringet vannkvalitet



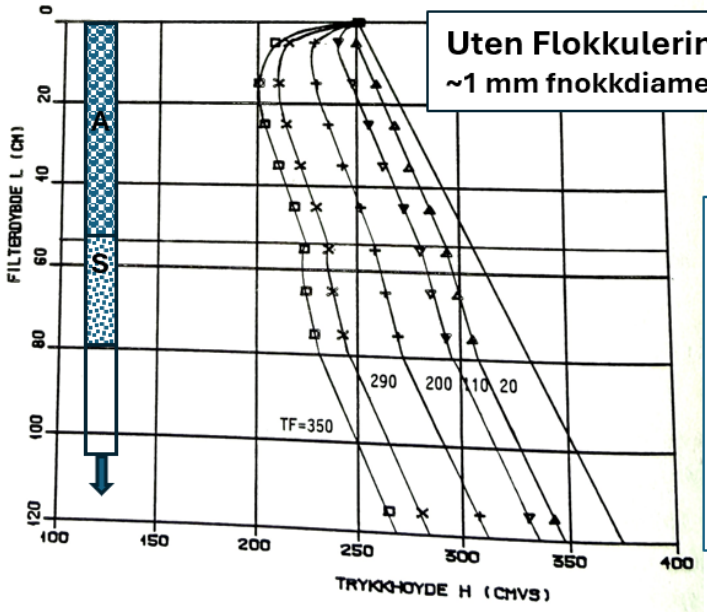


Flokkulering kan påvirke filtrerbarheten betydelig





Flokkulering m/lave G (40→5) i 30 min
~3 mm fnokkdiameter

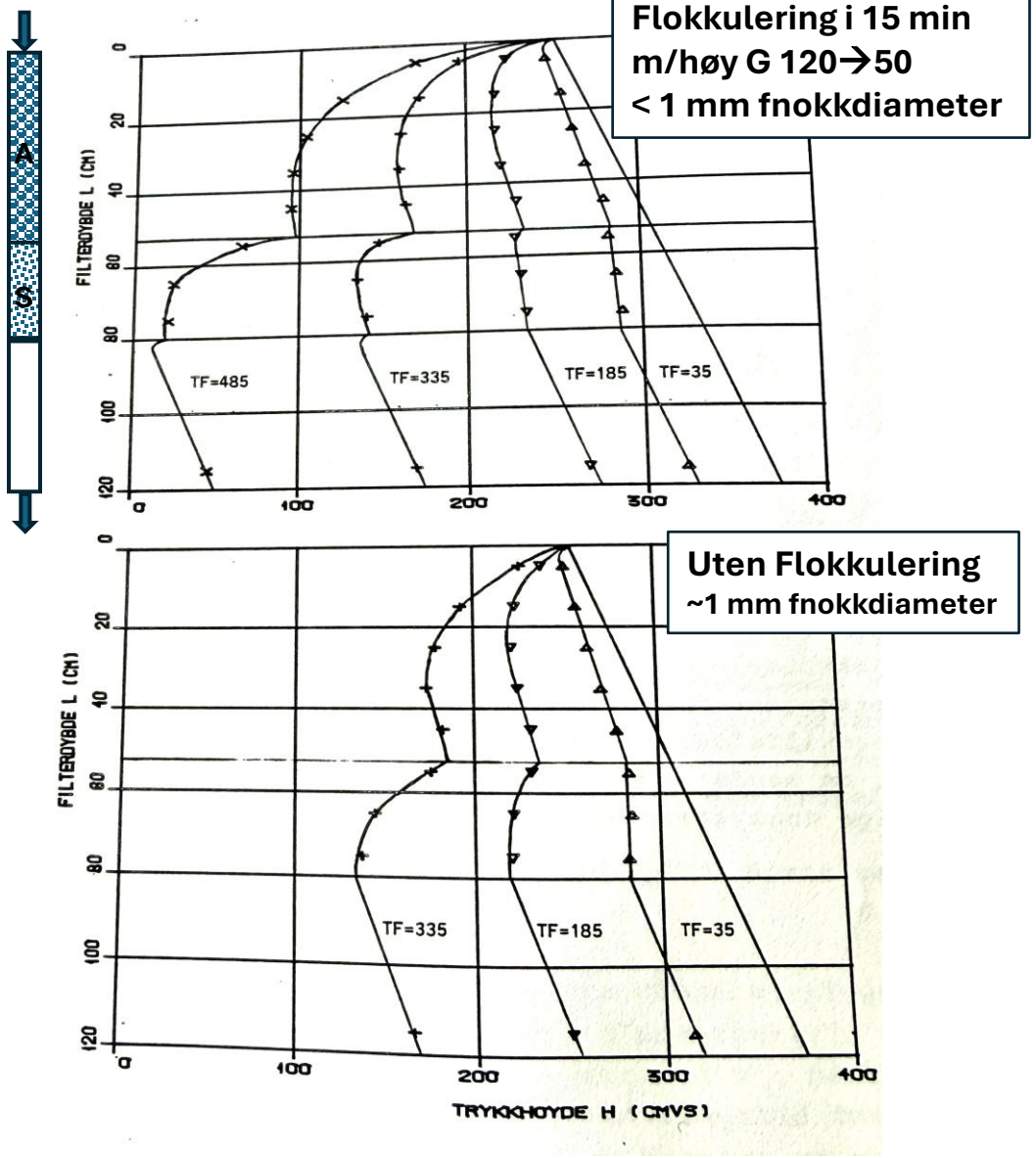


Uten Flokkulering
~1 mm fnokkdiameter

Et tilsynelatende paradoks
De store fnokkene (3 mm) lagres i mindre grad enn de små (1mm) i de øvre deler av filtersengen
Jo større fnokker – jo svakere
Filtrerbarhet ≠ sedimenterbarhet

Eikebrokk 1982

Intensiv flokkulering med høye G-verdier gir fnokker med god filtrerbarhet



Flokkulering i 15 min m/høy G 120→50
< 1 mm fnokkdiameter

Uten Flokkulering
~1 mm fnokkdiameter

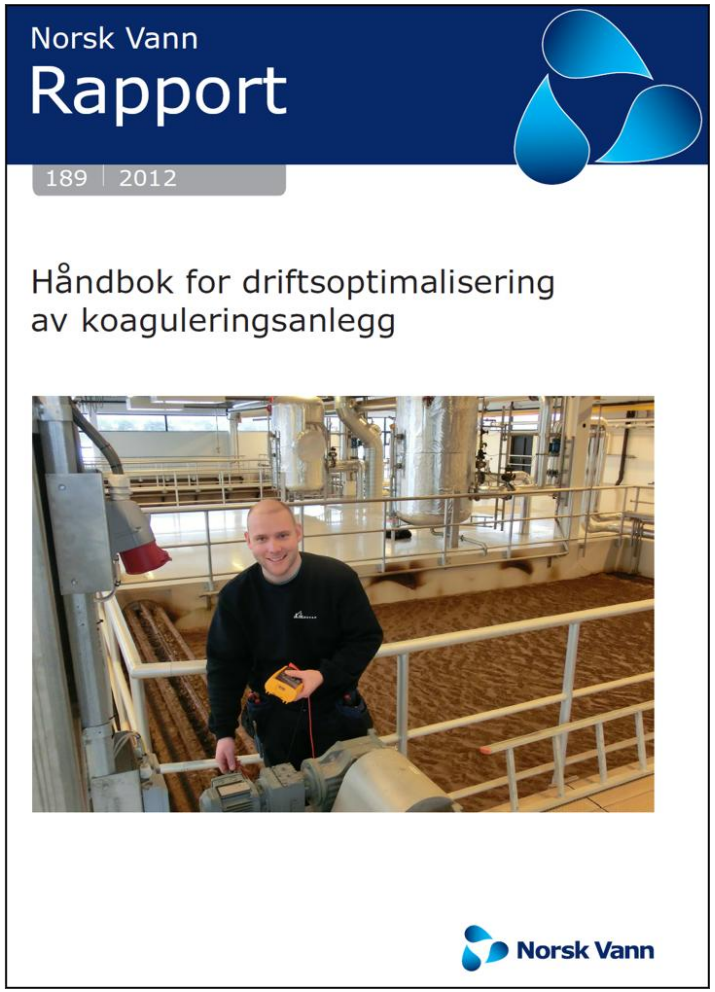
Figurene illustrerer også viktigheten av trykkmålinger over filtersengens dybde og nytteverdien av trykktapsfordelinger (Michau-kurver)

→ Et godt eksempel på samvirket mellom filteret og vannet som filtreres

Etter Eikebrokk 1982

Norsk Vann-rapportene 188/2012 og 189/2012 gir nærmere beskrivelser av koagulerings- og filtreringsforhold





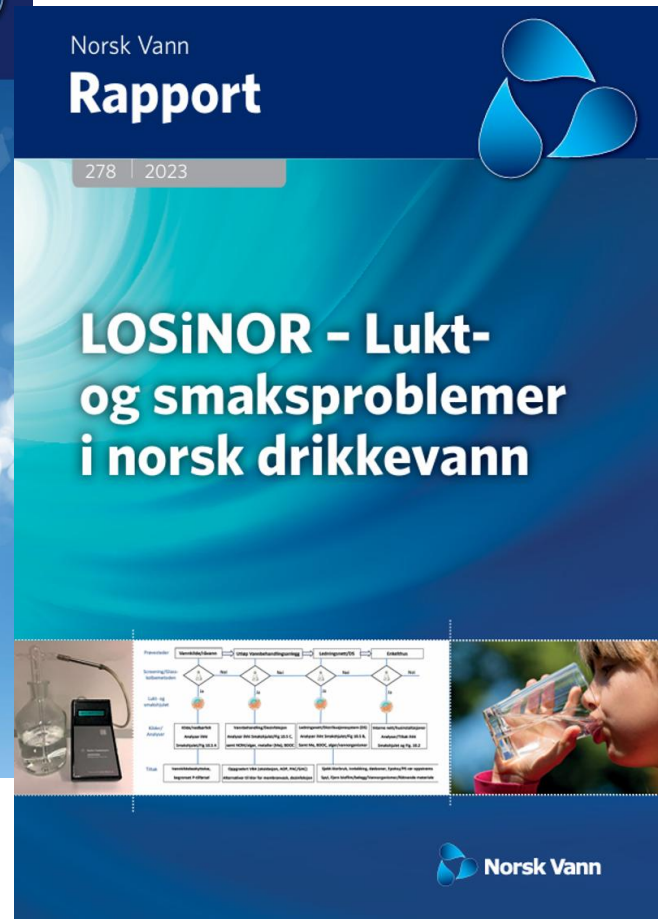
Flere »iNOR»-prosjekter og Rapporter

Spleiselag med vannverk og Norsk Vann







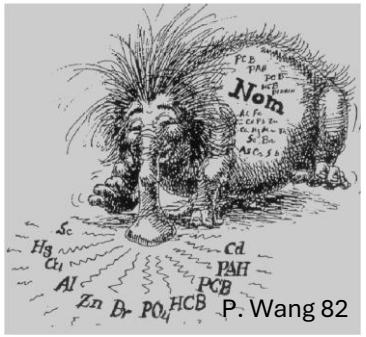




Eikebrokk 1985

Hvorfor så opptatt av NOM?

10 gode grunner



P. Wang 82

1. NOM gir farge, lukt og smak på vannet
2. Øker dosebehovet for koagulant og desinfeksjonsmiddel (klor, O_3, UV)
3. Påvirker desinfeksjonseffektivitet og barrierer - og danner DBP
4. Påvirker fjerningen av uorganiske partikler og mikroorganismer
5. Øker mobilitet og tilgjengelighet/inntak av mikroforurensninger
6. Danner biofilm/belegg (fouling) på membraner og i ledninger – også innomhus
7. Blokkerer porer i AC-filtre og utkonkurrerer lukt/smak/mikroforurensninger
8. Øker mengden slam/avfall
9. Påvirker både vannbehandlings- og distribusjonssystemer
10. Økende innhold og større sesongmessige variasjoner i NOM-mengde og sammensetning gir utfordringer for drift av vannbehandlingsanlegg, for driftskontrollsystemer, og for prosessvalg og dimensjonering



Hva er NOM og hvordan måles NOM i vann?



NOM: **N**aturlig **O**rganisk **M**ateriale bestående av humusstoffer, proteiner, karbohydrater, lipider, mm
NOM-Kilder: Nedbrutt organisk materiale fra nedbørfelt (løv, barnåler, torv, treverk, flora, fauna, mm) og fra selve vannkilden (alger, mikroorganismer, flora, fauna, mm)
Mengdemåling av NOM: Farge, UV-abs, TOC, DOC
NOM-sammensetning og egenskaper: NOM-fraksjonering (VHA, SHA, CHA, NEU); bionedbrytbarhet (BDOC, AOC); Fluorescens-scan (Exitasjon/Emmisjon)

Diverse indekser, bl.a. **SUVA** (= UV-abs/DOC)

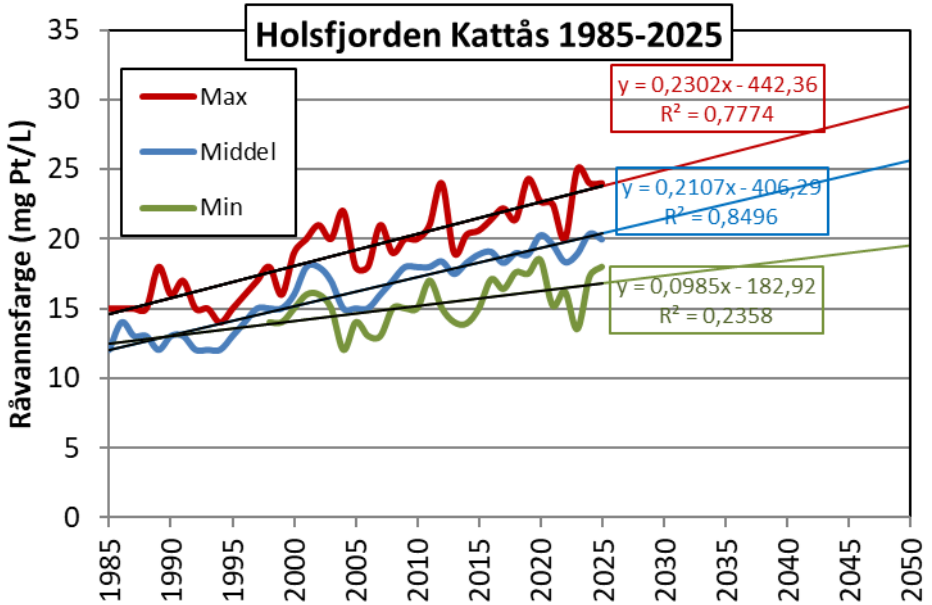
- SUVA > 4: Hovedsakelig humusstoffer (tilført fra nedbørfeltet; farget, lite biologisk nedbrytbart, god renseeffekt)
- SUVA < 2: Mest ikke-humøst materiale (produsert av alger og mikroorganismer i vannkilden, mer lavmolekylært og mer biotilgjengelig, lavere renseeffekt)
- SUVA 2-4: Blanding av humus og ikke-humus

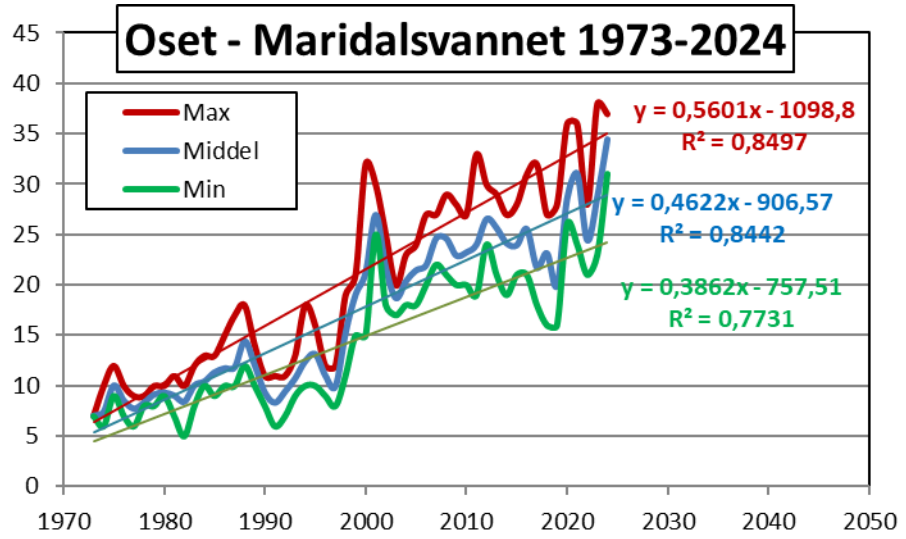

P. Ericsson, 2011

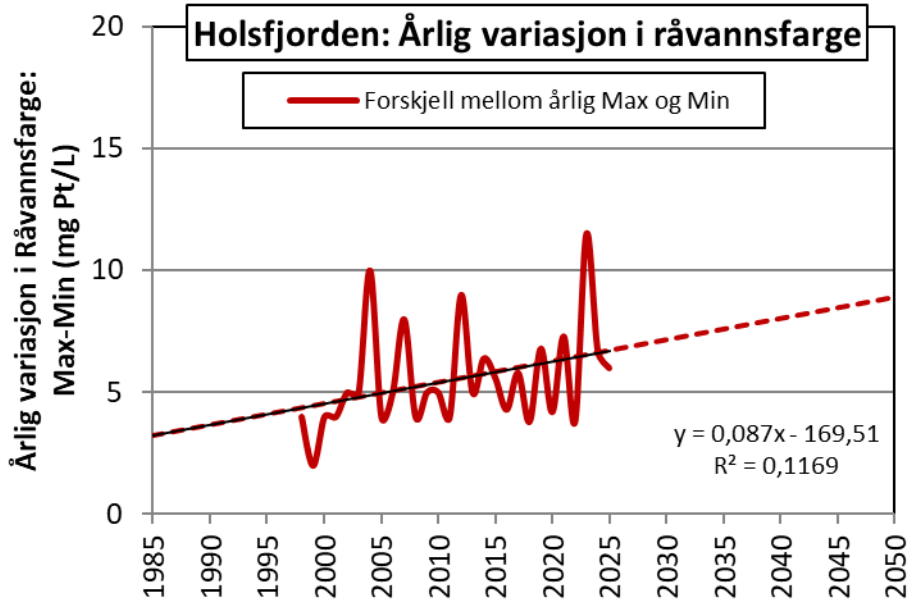


Eikebrokk 1985

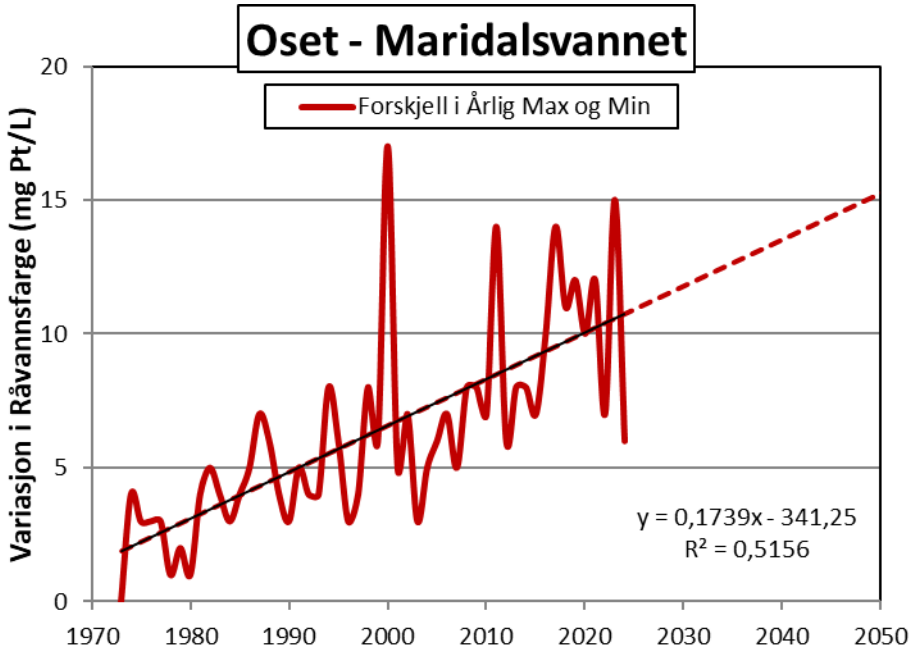
Fargen øker i mange råvannskilder og Årstidsvariasjonene blir større





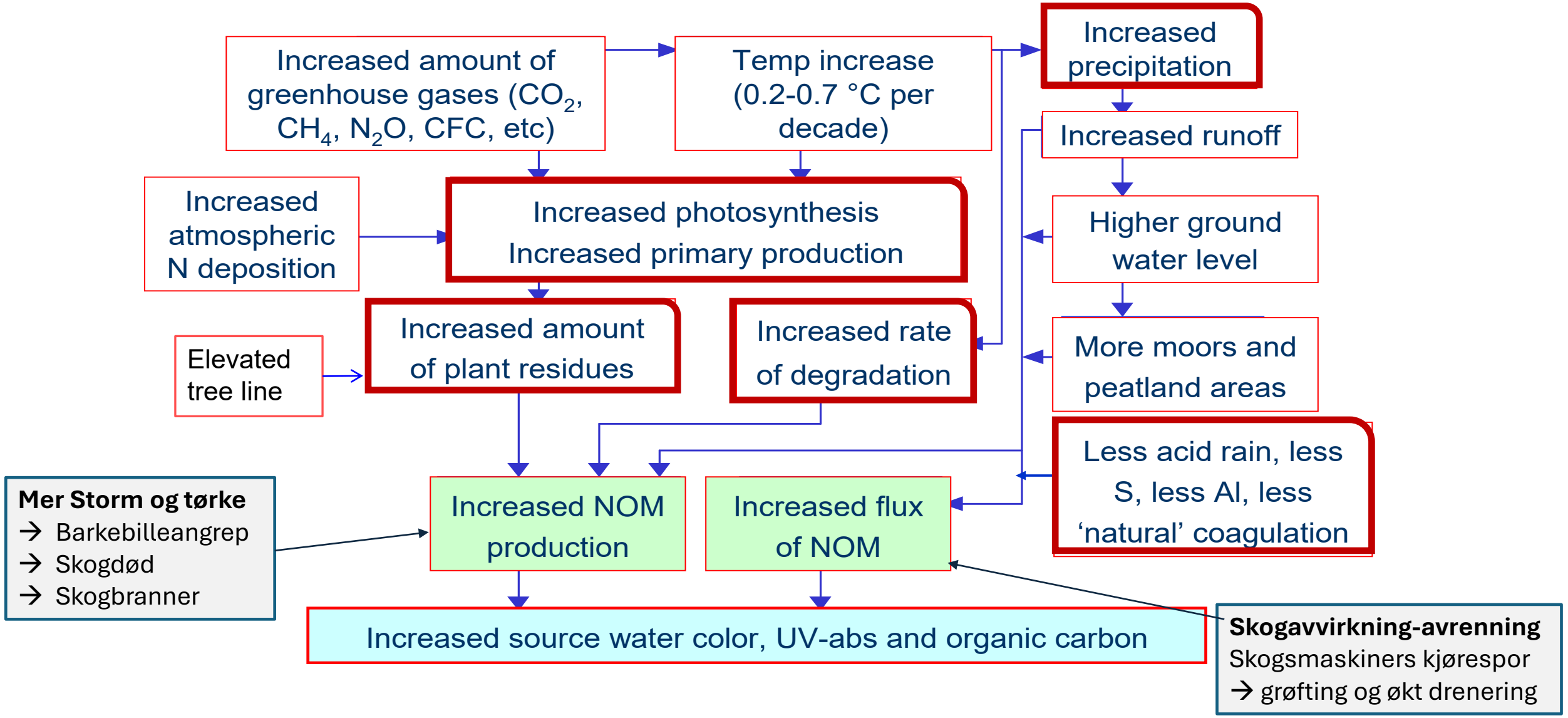


Rådata fra Oslo VAV og ABV



Aktuelle Drivere for økende NOM

Modifisert etter Forsberg 1992; Liltved 2002



Effekter av økt NOM på Koagulerings- og Filtreringsanlegg

NOM--> DOC, Farge, UV-abs



påvirker **behandling**
desinfeksjon
distribusjon





Effekter av klimaendringer og økt NOM på koaguleringsanlegg

- ✓ **Økt koagulantbehov → Dose = A · Farge + B**
- ✓ **Økt slamproduksjon**
- ✓ **Økt TOC i rentvann**
- ✓ **Kortere filtersykluser og økt spylevannsforbruk**
- ✓ **Raskere trykktapsutvikling og tidligere gjennombrudd**
- ✓ **Redusert UV-desinfeksjonseffekt/økt energiforbruk**
- ✓ **Hvis også mer alger → økt trykktap/blokkering av filtersenger, og mer hydrofile, dårlig koagulerbare NOM-fraksjoner (NEU)**

USA: Fornyet interesse for NOM, NOM-diagnoser og behovet for økt NOM-fjerning

Characterizing NOM for Smarter Treatment

For years, NOM characterization and removal have been relevant to safe drinking water, but it's interesting to see the increasingly important roles they play in solving new drinking water treatment challenges.

Beyond concern for minimizing the formation of DBPs, the NOM in source waters can affect treatment of a range of contaminants.

However, using the analytical and treatment tools described here can provide utilities and operators with a sense of optimism about being prepared for future challenges in drinking water treatment.

WATER QUALITY MATTERS
JOURNAL AWWA • DECEMBER 2025

Total Organic Carbon and Natural Organic Matter: Same Complexity, New Problems

David J. Pernitsky, Ann Malinaro, and Jon Reuther

Editor's note: *This series of Water Quality Matters columns explores the innovation horizon, as experts from AWWA's 15 Water Quality Technology Division (WQTD) committees delve into emerging technologies and initiatives that are shaping the future of water quality. The series builds on previous WQTD columns that supported AWWA's Water 2050 initiative, which brought together diverse perspectives to "collaboratively imagine the water future we want to create." For more information, visit www.awwa.org/water2050.*

For drinking water systems, there is a renewed interest in improving the removal of natural organic matter (NOM) from source waters as the Environmental Protection Agency (EPA) is reviewing its Microbial and Disinfection Byproduct (MDBP) rules and implementing new regulations around per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS).

Total organic carbon (TOC) is the most commonlyused measurement technique to quantify NOM levels in source water and its removal as part of the drinking water treatment process. As it relates to disinfection byproduct (DBP) formation potential, TOC is a key compliance parameterunder the MDBP rules. However, a TOC measurement can include a wide range of organic compounds that may have different characteristics when it comes to their removal and impact on other treatment processes. Fortunately, new analytical and treatment tools can help water professionals better understand NOM's complexity, especially when balancing water quality goals like minimizing the formation of DBPs with operational limitations and costs.

Regulatory Momentum

Promulgated more than 25 years ago, EPA's Stage 1 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule included specific requirements for removing TOC on the basis of source water quality to lower the levels of DBP precursors. The water industry responded by developing enhanced coagulation and softening treatment techniques, along with operator-friendly monitoring procedures. Examples include specific ultraviolet absorbance (SUVA) measurements to assess the removal of raw water NOM by coagulation as well as using grab samples of UV absorbance at 254 nanometers to quickly estimate NOM removal during jar tests and for full-scale process control.

TOC is a key compliance parameter under the MDBP rules.
NOM removal is a concern for water utilities that must implement treatment processes to address high levels of PFAS.

USA: Behov for kunnskap om Koagulering, NOM og Filtrering

https://doi.org/10.1002/opfl.70048

David Pernitsky is water treatment sector leader with Stantec, Pasadena, Calif. Hunter Adams is water source & purification superintendent and Mark Southard is utilities operations manager with the City of Wichita Falls, Texas. Ashley Pifer is director of water/wastewater with Haiff Associates, Fayetteville, Ark. Steve Ash is training manager with Texas A&M Engineering Extension Service, College Station, Texas. Amir Alansari is a water treatment engineer with Stantec, Winston-Salem, N.C.

Operators Need to Know Coagulation Basics

Understanding how proper coagulation is important for proper filtration can help operators know how one process affects the other in their treatment plant.

BY DAVID PERNITSKY, HUNTER ADAMS, ASHLEY PIFER, STEVE ASH, MARK SOUTHARD, AND AMIR ALANSARI

COAGULATION IS ESSENTIAL for the proper functioning of clarification and granular media filtration processes—filter effluent turbidity targets can't be met without good coagulation. Coagulation also plays an important role in removing natural organic matter (NOM) to control disinfection byproducts (DBPs). Microfiltration and ultrafiltration membranes don't rely on coagulation for turbidity removal, but coagulants are often added to remove NOM to control DBPs and to reduce membrane fouling. Operators often measure settled water turbidity in conventional jar tests to select chemical doses for optimized clarification. However, the coagulation process is also essential for proper filter operation, which should be a major focus for operators, because treatment plants are regulated on *filter effluent* turbidity, not *settled water* turbidity.

Coagulation chemistry can be complex, but knowing a few concepts and rules can make it easier. It's important to understand the basic chemistry of raw water particles, NOM, and the coagulants themselves, and how that chemistry is affected by pH changes. Also, when it comes to raw water, the raw water NOM, not the raw water turbidity, usually controls the coagulant dose. Finally, the coagulant type and dose must be matched to the raw water alkalinity to ensure coagulation occurs at the right coagulation pH—one of the most important factors for good coagulation performance. Each water source is unique, so site-specific testing is recommended, including at both bench- and full-scale. This article continues the "Operators Need to Know" series and discusses the basics of the coagulation process and how operators can use those basics to select the proper coagulant type, coagulant dose, and the pH at which coagulation occurs. A related article appeared in the March 2022 issue of *Opflow*, "Operators Need to Know Conventional Treatment Processes."

TREATMENT DETAILS

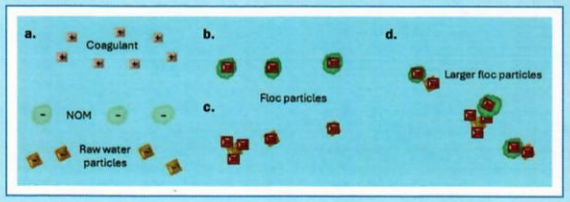
The primary objectives of coagulation are to accomplish the following:

- Change the charge on raw water particles so they can be removed by clarification and filtration.
- React with dissolved NOM molecules to convert them to a solid phase so they can be removed by clarification and filtration.
- Ensure the floc particles reaching the filters are close to neutral in charge so they're filterable.

Coagulation and Clarification. Coagulation mechanisms are complex, but generally, when a coagulant chemical is mixed into the raw water, the following reactions occur (figures 1a–1d):

Figures 1a–1d. Early Stages of the Coagulation Process

Early coagulation steps include floc formation (a), adsorption of NOM and particles onto floc surfaces (b and c), and growth of larger floc during flocculation (d).



https://doi.org/10.1002/opfl.70103

Nicole Wiley is a director at American Water (www.amwater.com), Farmingdale, N.J. Hunter Adams is water source and purification superintendent at City of Wichita Falls, Texas (www.wichitafallstx.gov). Ashley Pifer is director of water/wastewater at Haiff (www.haiff.com), Fayetteville, Ark. Steve Ash is program director at Texas A&M Engineering Extension Service (www.teex.org), College Station, Texas. Mark Southard is utilities operations manager at City of Wichita Falls, Texas.

Operators Need to Know Granular Media Filtration

Understanding how filtration performance affects finished water can help operators understand the importance of regular monitoring and routine maintenance.

BY NICOLE WILEY, HUNTER ADAMS, ASHLEY PIFER, STEVE ASH, AND MARK SOUTHARD

GRANULAR MEDIA filtration (GMF) is the most common type of filtration used in water treatment. Most filtration issues can be directly tracked to insufficient pretreatment chemistry rather than an issue with the filters themselves, although potential filter issues will be discussed in this article. This article continues the "Operators Need to Know" series to discuss GMF basics as well as design, operation, backwashing, and media evaluation. Articles discussing treatment prior to GMF appeared in *Opflow*'s April 2026 and June 2026 issues titled "Operators Need to Know Coagulation Basics" and "Operators Need to Know Flocculation and Clarification," respectively. Related articles also appeared in *Opflow*'s March 2022 and November 2023 issues titled "Operators Need to Know Conventional Treatment Processes" and "Optimize Granular Media Filtration," respectively.

GMF BASICS

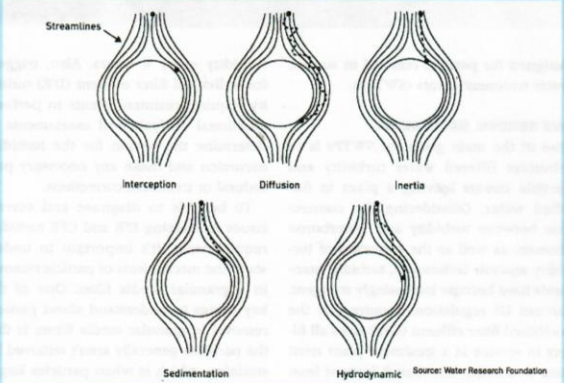
The primary purpose of granular media filters in drinking water treatment is to remove particles such as coagulated natural organic matter (NOM), oxidized iron and manganese, and pathogens. The filters can also serve several other functions, some of which depend on the pretreatment before the filter or the type of media installed in the filter:

- Biological treatment can be achieved in granular media filters by making the media biologically active, which means that microorganisms live on the media surface and consume pollutants and NOM in addition to physically removing particles.
- Oxide-coated media can be used for oxidation and adsorption of iron and manganese on the media surface.
- Specific media types, such as granular activated carbon (GAC), can be used in filters to remove some dissolved contaminants, including NOM and taste and odor compounds.

Each of these processes could have entire articles written about them, but this article focuses primarily on filters

Figure 1. Granular Media Filtration Particle Removal Mechanisms

Multiple physical processes enable granular media filters to capture and retain particles.



Vi vet mindre om optimal koagulering av virus



Journal of Water Process Engineering 77 (2025) 108393

Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Water Process Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jwpe

Investigating log removals of bacteria and viruses at a full-scale enhanced coagulation contact filtration drinking water treatment plant

Paula Pellikainen [a,*], Bjørnar Eikebrokk [b], Mette Myrmel [c], Elin Lavonen [a]

[a] Aalto University, Department of Built Environment, PO Box 15200, FI-00076 AALTO, Finland
[b] Drikkevannskontoret, N. Høyems veg 10, 7047 Trondheim, Norway
[c] Norwegian University of Life Sciences, Faculty of Veterinary Medicine, Virology Unit, Elisabeth Stephansens vei 15, 1433 Ås, Norway

ARTICLE INFO

Editor: Ludovic F. Dumée

Keywords:
Contact filtration
Enhanced coagulation
Full-scale water treatment plant
Log removal
Microbiological removal
Optimal operation
Operational stress

ABSTRACT

The effectiveness of pathogen removal from drinking water by conventional treatment has been evaluated in numerous studies. However, the reported log removals show a significant variation, depending on the source water quality, type of microorganism being studied, scale of experiments (laboratory, pilot, or full-scale), treatment, data on t… very limi… the remo… enhanced… tions. Th… fections M… The rem… concentr… logs, and… virus re… coagulati… results of… barriers …

Virus

Høy Log-red, men mer følsom for ugunstige driftsforhold pga høy pH_{ZPC}, svakere overflateladning og svakere fastholding?

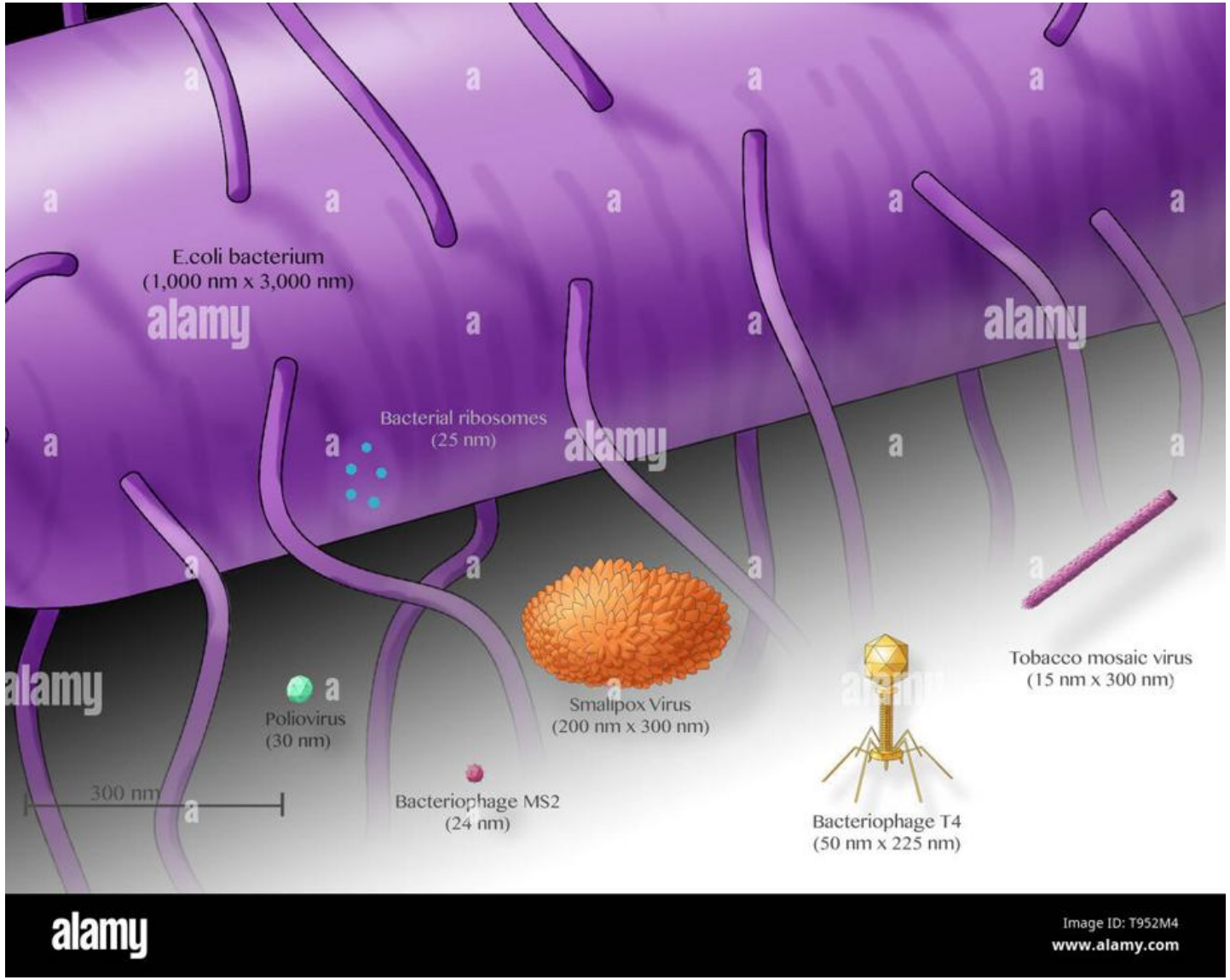
1. Introduction

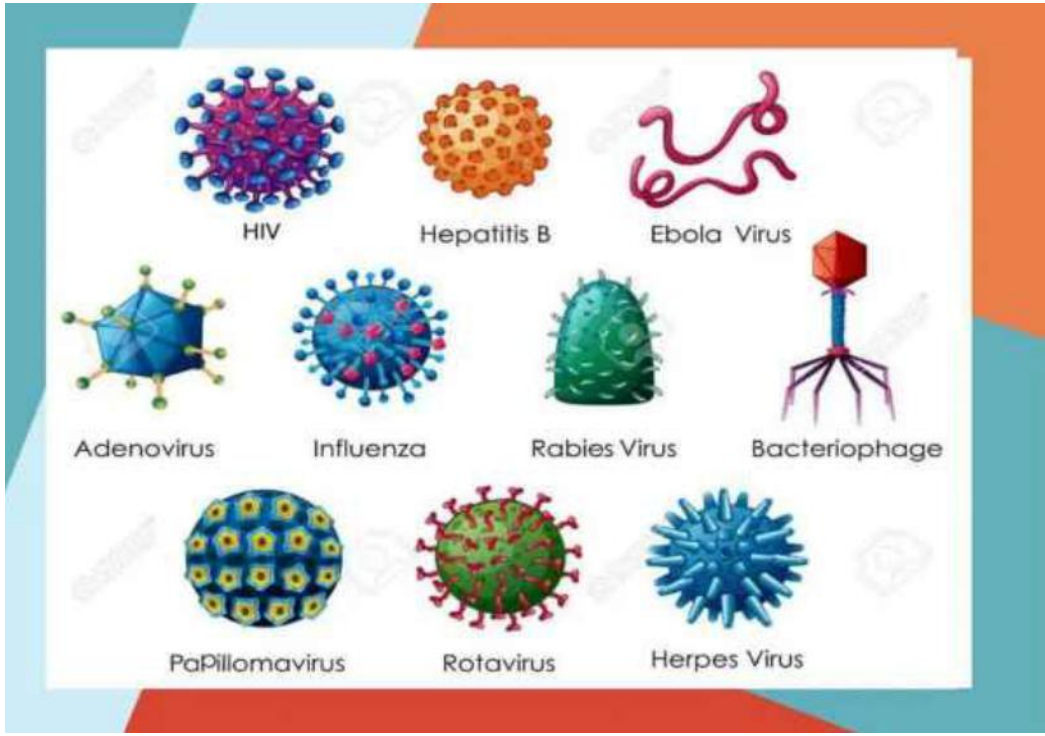
The main objective of drinking water treatment is to provide microbially safe drinking water. To achieve this goal, it is important that the drinking water treatment process and the operation conditions are adequately adapted to the raw water quality, thus providing efficient management strategies. Factors that are often absent in laboratory and pilot studies, but are typical in full-scale drinking water treatment plants (DWTPs), include continuously changing raw water quality, daily and seasonal variations in flow rates with sudden peaks that can reduce treatment efficiency, interactions between multiple treatment processes, interruptions caused by filter backwashing, and the quality and man-

Available online 31 July 2025
2214-7144/© 2025 Published by Elsevier Ltd.

Type Vannbehandling	Prøvested	Log-Red						
		ATP-Cell	TCC	HNA (TCC)	ICC	HNA (ICC)	ddPCR	PMMoV
Alle Koaguleringsanlegg	*AVG-Ut Filter*	*1,53*	*0,78*	*0,71*	*0,60*	*0,61*	*0,98*	*2,49*
	StDev-Ut Filter	*0,36*	*0,24*	*0,26*	*0,11*	*0,17*	*0,33*	*0,77*
	Min-Ut Filter	*1,09*	*0,52*	*0,35*	*0,45*	*0,33*	*0,70*	*1,92*
	Max-Ut Filter	*2,02*	*1,24*	*1,23*	*0,85*	*0,83*	*1,77*	*3,62*
	N-Ut Filter	*10*	*10*	*10*	*10*	*10*	*10*	*4*

Virus og bakteriofager – Små, og med lavere elektrisk overflateladning

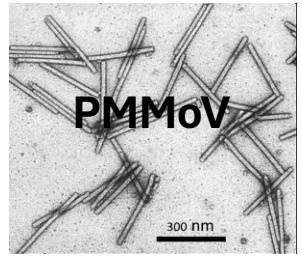






Ø 23-28 nm

pH_{ZPC} 3.9

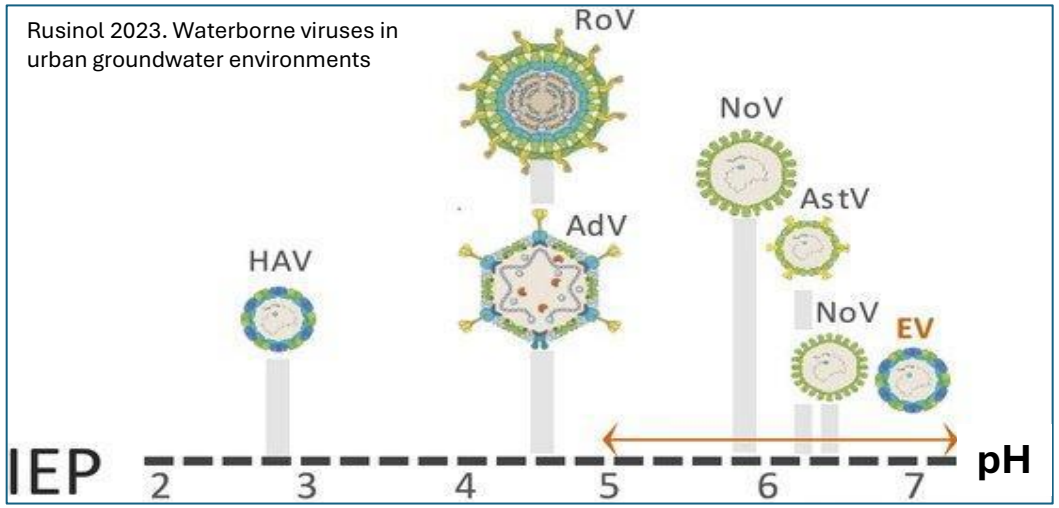


18 x 312 nm

pH_{ZPC} 3.7

Overflateladning - Point of Zero Charge (PZC) og Isoelectric Point (IEP)

Den pH-verdien hvor en stoffoverflate har en elektrisk ladning lik null - og en positiv ladning ved lavere pH og negativ ladning ved høyere pH



- ✓ **Metallhydroksider som Al $(OH)_3$ og Fe$(OH)_3$ har ladningsnullpunkt ved pH 8-8.5, og en økende positiv ladning når pH blir lavere enn dette**
- ✓ **Elektrostatiske krefter styrer stoffbinding/adsorpsjon til metall-hydroksider:** Stoffer med høy negativ overflateladning (lav IOP eller PZC) gir sterk binding til positivt ladede metallhydroksider (når pH < 8-8.5)
- ✓ **NOM og bakterier** har lavt ladningsnullpunkt (pH_{PZC} < 2.5): Dette gir en høy negativ overflateladning og en sterk elektrostatisk binding til positivt ladede metallhydroksider ved normale koagulerings-pH (4-7). Nær sammenfallende pH_{PZC} for NOM og bakterier → lik fjerningsmekanisme?
- ✓ **Virus** har høyere pH_{PZC} enn bakterier og NOM og en svakere negativ overflateladning ved normale koagulerings-pH (4-7). Dette gir svakere binding til jernhydroksider, lavere fastholdingskrefter og større risiko for løsrivelse i filtersengen, for eksempel ved økt filtreringshastighet eller lange filtersykluser/fylte filterporer. pH_{PZC} for *Enterovirus/Norovirus*: 5–7; *Adenovirus* 3.5–4.5; *Hepatitt A-virus* 2.8–3.5

Overflateladning kan kvantifiseres via måling av **Zetapotensial.** Optimal koagulering skjer normalt ved et zetapotensial i området null til minus 10 mV,
→ En mulig parameter for prosesstyring/kontroll også i Norge

Modifisert etter Pellikainen (2026). Vannforsyning og hygienisk sikkerhet, Norsk Vannforening, Oslo

CO_2-avtrykk fra Direktefiltrerings- (DF-Al) og Kontaktfiltreringsanlegg (CF-Fe)

Water Practice & Technology

IWA PUBLISHING

© 2023 The Authors

Water Practice & Technology Vol 18 No 11, 2653 doi: 10.2166/wpt.2023.189

Importance of process design on carbon footprint from drinking water treatment by enhanced coagulation-filtration

Paula Pellikainen [a,*], Bjornar Eikebrokk [b] and Riku Vahala [a]

[a] Department of Built Environment, Aalto University, P.O. Box 15200, FI-00076 Aalto, Finland
[b] Drikkevannskonsult, H. Hoyems veg 10, 7047 Trondheim, Norway
*Corresponding author. E-mail: paula.pellikainen@aalto.fi

PP, 0009-0002-0730-8959; BE, 0009-0006-4913-3834; RV, 0000-0003-0026-3831

ABSTRACT

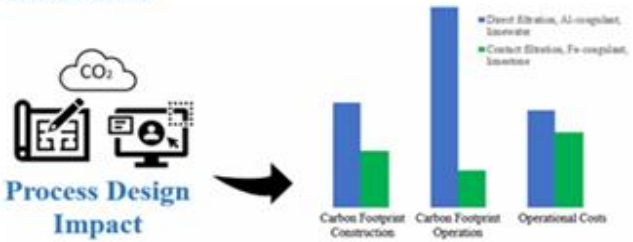
There are several process design options for enhanced coagulation-filtration in drinking water treatment plants (DWTPs). This study compares the carbon footprint and economic impact of two common process designs based on enhanced coagulation-filtration with pH, Ca, and alkalinity adjustment for corrosion control. The process designs are direct filtration (DF) using Al coagulant with limewater (DF-Al) and contact filtration (CF) using Fe coagulant with alkaline filter layers (CF-Fe). The operational data are retrieved from full-scale DWTPs. The results show that the carbon footprint from operations is five times larger for the DF-Al compared to the CF-Fe. Operational costs covering chemicals and energy are almost 30% higher for the DF-Al. Simplified material intensity estimations for the construction phase show that the carbon footprint and investment cost increase with increasing process area, which are larger for the DF-Al. Therefore, to reduce environmental impacts and costs, the design of drinking water treatment processes should be carefully considered even for very similar processes. The results should motivate both water professionals and decision-makers to include a carbon footprint evaluation as a routine step in the DWTP selection and design phases.

Key words: carbon footprint, coagulation-filtration, drinking water treatment, enhanced coagulation, NOM removal, process design

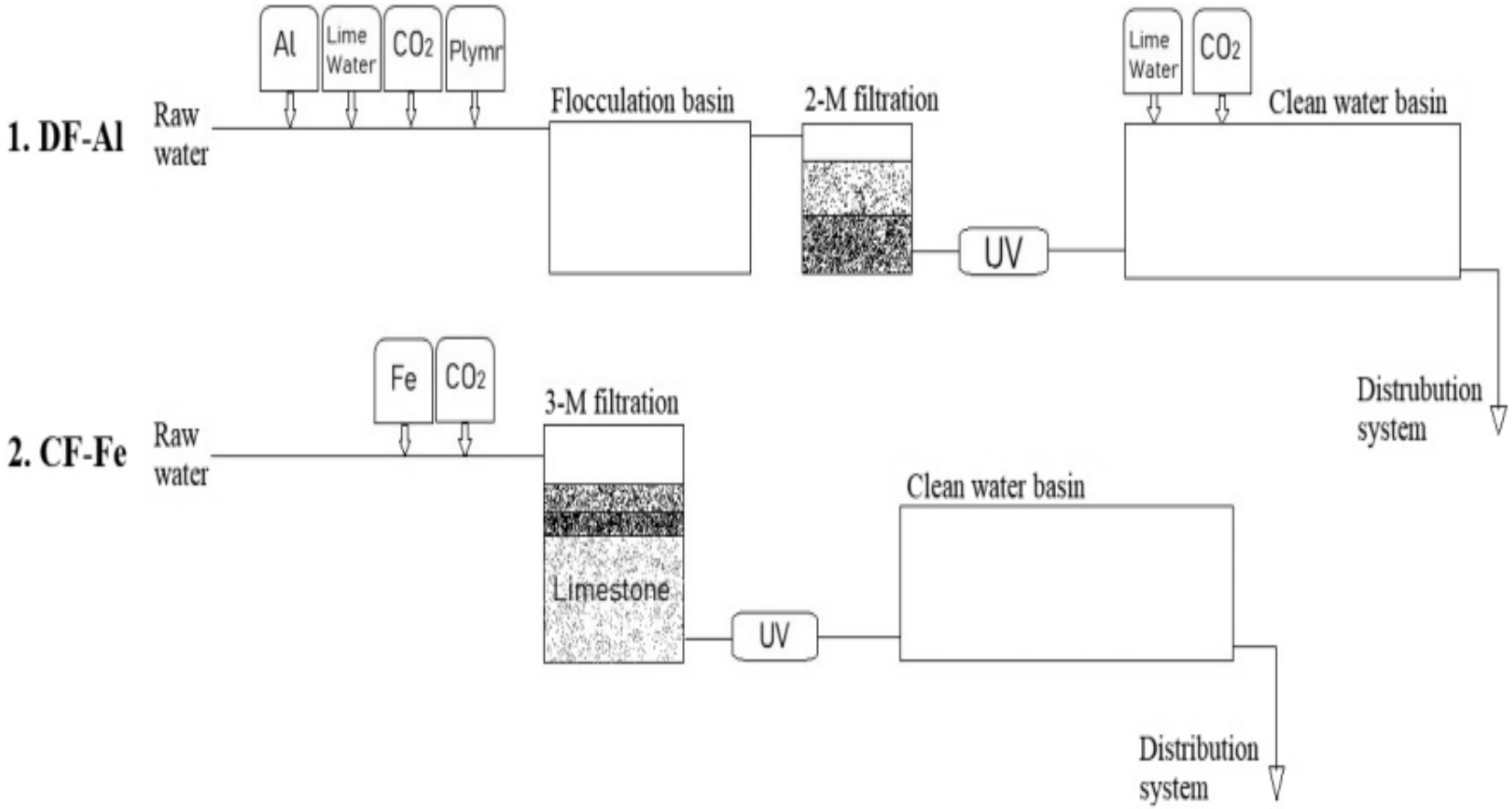
HIGHLIGHTS

- It is important to include carbon footprint estimation in the early process design phase.
- Similar treatment processes can have huge differences in carbon footprints.
- The carbon footprint and costs can be significantly reduced by the proper design of similar treatment processes.
- When selecting water treatment chemicals, their carbon footprints should be considered.

GRAPHICAL ABSTRACT



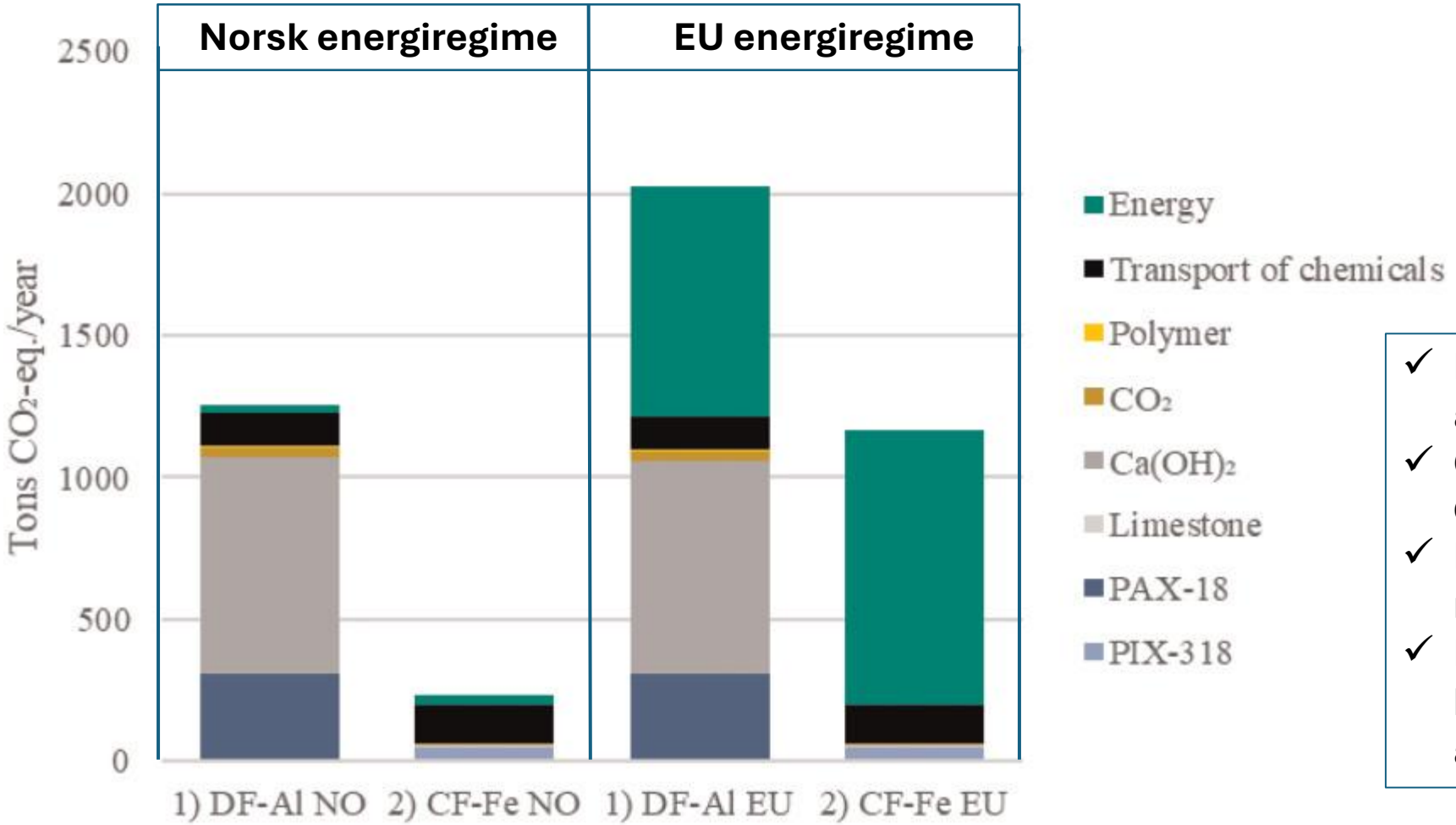
This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Licence (CC BY 4.0), which permits copying, adaptation and redistribution, provided the original work is properly cited (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).



Pellikainen, Eikebrokk and Vahala (2023)

CO_2-avtrykk fra Kontaktfiltrering (CF-Fe) og Direktefiltreringsanlegg (DF-Al)

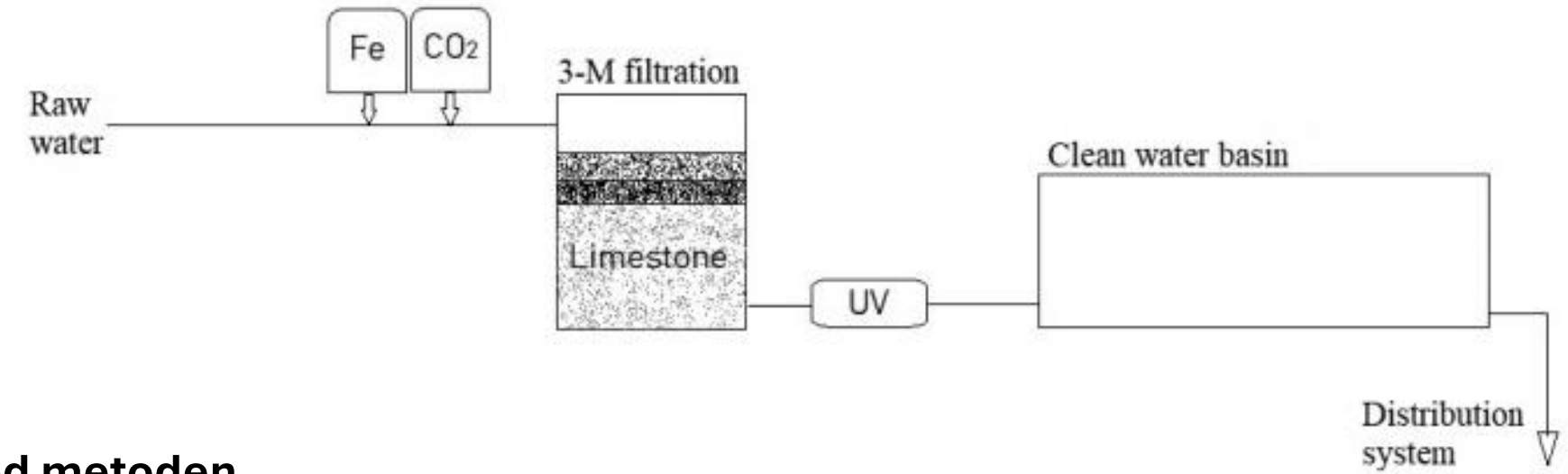
Energi & Produksjon og transport av Kjemikalier (Q_{DIM} 80 000 m^3/dag)



- ✓ Fem ganger så høyt CO_2-avtrykk fra DF-Al som CF-Fe
- ✓ $Ca(OH)_2$ bidrar mye: $CaCO_3$→ $CaO+CO_2$→ $Ca(OH)_2$
- ✓ Kjemikalietransport bidrar mest i CF-anlegg i Norge
- ✓ Norges grønne energi gir betydelig reduserte CO_2-avtrykk

Pellikainen, Eikebrokk and Vahala (2023)

Kontaktfiltreringsanlegg med Fe-koagulering og 3-M filter med alkalisk bunnlag



Fordeler med metoden

- Fe-koagulering med lav pH (4-5) gir rask oppløsning av $CaCO_3$ (ønsket pH, alk, Ca - med lavt fotavtrykk/ kontakttid)
- Fe-koagulanten kan lages med ulike surhetsgrader – og kan tilpasses råvannet, doseringsnivå og koag-pH
- Det alkaliske filterlaget samler effektivt opp rest-Fe, noe som kan tillate lavere Fe-dose for å oppnå rest-Fe <0.15 mg/L (barriereindikatorkriterium)
- Svært lavt CO_2-avtrykk sammenlignet med bruk av lesket kalk/kalkvann

→ Hvorfor er ikke denne metoden i bruk/lansert utenfor Norges grenser?

- **I hear and I forget**
- **I see and I remember**
- **I do and I understand**

Etter Confucius (551-479 BCE)

Det å aktivt gjøre noe hjelper oss å huske og forstå

Studenter/doktorgradskandidater: Søk gjerne eksperimentelle studier
Operatører/driftsansvarlige: Utfør optimaliseringsforsøk på vannverket







Og så håper jeg å ha vist at

There is no such thing as a good filter....

It depends on the water to be filtered

Ives, K.L. (1979). The basis for the application of multiple layer filters to water treatment. *Z.f. Wasser- und Abwasser-Forschung*, Vol.12, No.3/4, 1979