

2024

# 4. RENSETRIN

Erfaringer fra udlandet



TEKNOLOGISK  
INSTITUT



Envidan

## Indholdsfortegnelse

Resumé .....	5
English summary .....	7
1. Indledning .....	9
2. Formål og afgrænsning .....	10
3. Metodik .....	11
4. Lovgivning .....	13
5. Teknologier til 4. rensetrin .....	17
6. Kortlægning af fuldskalaanlæg og teknologier .....	18
7. Interview af nøgleaktører .....	22
8. Erfaring fra fuldskalaanlæg i Schweiz og Tyskland .....	25
9. Forudsætninger for scenarier med 4. rensetrin .....	35
10. Scenarier med 4. rensetrin .....	41
11. Sammenligning af scenarier .....	46
12. Proces til at vælge teknologi .....	53
13. Perspektivering i en dansk kontekst .....	55
14. Referenceliste .....	56

## Bilagsfortegnelse

**Bilag 1:** Oversigt over tyske renseanlæg med 4. rensetrin

**Bilag 2:** Oversigt over schweiziske renseanlæg med 4. rensetrin

**Bilag 3:** Interview med driftspersonale på tyske renseanlæg med 4. rensetrin

**Bilag 4:** Beskrivelse af teknologier

## Forkortelser

AK:	Aktivt kul
BYG:	Bygningsomkostninger
BW:	Baden-Württemberg (delstat i Tyskland)
CAPEX:	Investeringsomkostninger
CO <sub>2</sub> :	Kuldioxid
COD:	Chemical Oxygen Demand (kemisk iltforbrug)
DO:	Dissolved Oxygen (opløst ilt)
DOC:	Dissolved Organic Carbon (opløst organisk kulstof)
DWA:	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (Netværk i BW)
EBCT:	Empty Bed Contact Time
EL:	Elektriske omkostninger
GAK:	Granulært aktivt kul
KomS:	Kompetenzzentrum Spurenstoffe (platform i BW, Tyskland)
KNUW:	Kompetenznetzwerk Umweltwirtschaft (netværk i NW, Tyskland)
KWB:	Kompetenzzentrum Wasser Berlin (platform i Berlin, Tyskland)
LOX:	Liquid Oxygen (flydende ilt)
MBR:	Membrane Bio Reactor
MBBR:	Moving Bed Biofilm Reactor
ME:	Mechanical Expenses (mekaniske omkostninger)
MFS:	Miljøfremmede stoffer
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> :	Nitrit
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> :	Nitrat
NPV:	Net Present Value (nutidsværdi)
NW:	Nordrhein-Vestfalen (delstat i Tyskland)
O <sub>3</sub> :	Ozon
OPEX:	Driftsomkostninger
PAK:	Pulveriseret aktivt kul
PE:	Personækvivalenter
PFAS:	Perfluorerede og polyfluorerede alkylstoffer
PNEC:	Predicted No-Effect Concentration
PtX:	Power-to-X
SF:	Sandfiltrering
TSS:	Total Suspended Solids
UF:	Ultrafiltrering
VSA:	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (Plattform i Schweiz)

## Forord

Dette samarbejdsprojekt er gennemført i perioden fra april 2024 til december 2024. Envidan A/S, Teknologisk Institut og DANVA har været projektejere, og den eksekverende projektgruppe bestod af:

Envidan: Elena Torresi, Jacob Kragh Andersen, Jeanette Agertved Madsen (samlet kvalitetssikring) samt en række øvrige medarbejdere i Envidan.

Teknologisk Institut: Lotte Bjerrum Friis-Holm, Anne-Lise Trøst Frisch Funding samt en række øvrige medarbejdere ved Teknologisk Institut.

DANVA: Anders Hansen.

Nedenstående partnere har bidraget finansielt og deltaget med følgende repræsentanter i projektet:

BIOFOS: Dines Thornberg og Artur Tomas Mielczarek

Randers Vandmiljø: Martin Thau og Michael Sønder Jensen

Vandcenter Syd: Ivan Vølund og Nina Almind-Jørgensen

Kalundborg Forsyning: Line Rodenkam Melchiorson

Arwos: Finn Reese og Signe Schytt Nielsen

EnvaFors: Natascha Kock Larsen

Clean: Thomas Mikkelsen

Spildevandsteknisk Forenings Aktivitetspulje: Karin Refsgaard

Rapporten er henvendt til læsere med et godt kendskab til spildevandsrensning, miljøfremmede stoffer og miljøeffekter forbundet hermed.

Kastrup den 13. december, 2024

Jacob Kragh Andersen



## Resumé

Denne rapport har til formål at give indsigt i internationale erfaringer med implementering af 4. rensetrin på kommunale renseanlæg, specielt med fokus på reduktion af miljøfremmede stoffer (MFS). Rapporten tjener som et beslutningsværktøj for danske forsyningsselskaber i lyset af den kommende implementering af EU's byspildevandsdirektiv. I direktivet kræves implementering af 4. rensetrin på flere danske renseanlæg for at opnå en 80 % reduktion af indikatorstoffer.

Rapporten er baseret på data og erfaringer fra Schweiz og Tyskland, hvor 4. rensetrin er implementeret i fuldskala på en lang række anlæg. Der er foretaget en omfattende kortlægning af fuldskala-anlæg i de to lande. I Schweiz er størstedelen af anlæggene baseret på ozonering og aktivt kul (både granulært og pulveriseret) med få kombinationsanlæg, der anvender både ozonering og aktivt kul. I Tyskland er pulveriseret aktivt kul den mest anvendte teknologi.

Der er med udgangspunkt i de udenlandske erfaringer udført en række beregninger af flere forskellige teknologikonfigurationer i en dansk kontekst, dvs. med overvejelser omkring spildevandssammensætning, infrastruktur på danske renseanlæg, mulige kommende udledningskrav ift. MFS, danske prisestimer etc.

De beregnede scenarier er:

- Ozonering og sandfilter (O3+SF)
- Ozonering + granulært aktivt kul (O3+GAK)
- Granulært aktivt kul (GAK)
- Pulveriseret aktivt kul og sandfilter (PAK+SF)

Alle scenarier er beregnet på 3 forskellige størrelser af renseanlæg i Danmark, nemlig 50.000 PE, 100.000 PE og 300.000 PE.

O3+SF-scenariet viste sig at have de klart laveste driftsomkostninger og som resultat også de bedste totalomkostninger set over 50 års drift. Det samlede CO<sub>2</sub>-aftryk fra drift var også her lavest af alle scenarier. O3+SF havde dog en relativt høj CAPEX og meget højt energiforbrug. O3+SF må betragtes som en af flere gode kosteffektive løsninger, når der skal vælges 4. rensetrin.

O3+GAK-scenariet giver en rigtig god vandkvalitet, da to avancerede teknologier kombineres. Dette giver også god fleksibilitet og robusthed, da der er flere driftsmæssige håndtag at justere på. Scenariet har dog den højeste investeringsomkostning og dermed også totalomkostning. Kombinationen af teknologier giver også en større kompleksitet af det samlede system. O3+GAK må ligeledes betragtes som en god mulighed for de danske vandselskaber.

GAK-scenariet har en udmærket performance på mange kriterier, herunder især lave investeringsomkostninger, lavt energiforbrug og kompleksitet. Dog har scenariet høje driftsomkostninger, højere CO<sub>2</sub>-aftryk og lav fleksibilitet. GAK må også anses som en af flere gode kosteffektive løsninger, når der skal vælges 4. rensetrin.

PAK-scenariet anses som værende en fleksibel og pladseffektiv løsning. Scenariet viser dog særdeles høje driftsomkostninger og CO<sub>2</sub>-belastning. PAK-scenariet scorer ligeledes lavest på arbejdsmiljø. En ekstra ulempe ved PAK er, at kullet ender i slammet, hvormed det ikke kan slutdisponeres på landbrugsjord i Danmark. Derfor anses PAK-løsningen som en mindre passende teknologi til de danske vandselskaber.

Valget af den mest passende teknologi afhænger af de specifikke prioriteter for det enkelte vandselskab. Hvis vandkvalitet har den højeste prioritet, bør O3+GAK prioriteres. For anlæg, der vægter omkostningseffektivitet højest, kan O3+SF eller GAK være et mere passende valg.

En af de helt store usikkerheder i dette studie er, at de eksakte udledningskrav (ift. MFS) på danske renseanlæg ikke kendes endnu. Dermed er det også usikkert, om de enkeltstående teknologier rent faktisk vil kunne overholde en kommende udledningstilladelse. Her er et mere sikkert valg kombinationsløsningen O3-GAK, da denne har en bedre overordnet performance ift. rensning af vandet.

Det er vigtigt at nævne, at de udførte beregninger er gældende for præcis de antagelser og valg, der er foretaget i dette studie. De danske vandselskaber kan anvende værdierne indikativt og til sammenligningsgrundlag, men det er nødvendigt at foretage egne vurderinger, før et valg om 4. rensetrin kan træffes.

## English summary

This report aims to provide insight into international experiences with the implementation of the fourth treatment step at municipal wastewater treatment plants, specifically focusing on the reduction of micropollutants. The report serves as a decision-making tool for Danish utility companies considering the upcoming implementation of the EU Urban Wastewater Treatment Directive. The directive requires the implementation of the fourth treatment stage at several Danish treatment plants to achieve an 80% reduction of indicator substances.

The report is based on data and experiences from Switzerland and Germany, where the fourth treatment step has been implemented on full scale at numerous plants. An extensive mapping of full-scale plants in the two countries has been carried out. In Switzerland, most of the plants are based on ozonation and activated carbon (both granular and powdered), with a few combination plants utilizing both ozonation and activated carbon. In Germany, powdered activated carbon is the most used technology.

Based on foreign experiences, a series of calculations have been performed for several different technology configurations in a Danish context, i.e., considering wastewater composition, infrastructure at Danish treatment plants, potential upcoming discharge requirements regarding micropollutants, Danish price estimates, etc.

The calculated scenarios are:

- Ozonation and sandfilter (O3+SF)
- Ozonation + Granular Activated Carbon (O3+GAC)
- Granular Activated Carbon (GAC)
- Powdered Activated Carbon and sand filter (PAC+SF)

All scenarios are calculated for three different sizes of treatment plants in Denmark, namely 50,000, 100,000, and 300,000 PE (Population Equivalents).

The O3+SF scenario proved to have the lowest operational costs and, as a result, also the best total costs over 50 years of operation. The total CO<sub>2</sub>-footprint from operation was also the lowest among all scenarios. However, O3+SF had a relatively high CAPEX and very high energy consumption. O3+SF should be considered one of several good cost-effective solutions when choosing the fourth treatment step.

The O3+GAC scenario provides very good water quality, as two advanced technologies are combined. This also gives good flexibility and robustness, as there are more operational levers to adjust. However, the scenario has the highest investment cost and thus also the total cost over 50 years. The combination of technologies also results in greater complexity of the entire system. O3+GAC should also be considered a very good option for Danish water companies.

The GAC-scenario has a good performance on many criteria, especially low investment costs, low energy consumption, and complexity. However, the scenario has high operating costs, higher CO<sub>2</sub> footprint, and low flexibility. GAC should also be considered one of several good cost-effective solutions when choosing the fourth treatment step.

The PAC-scenario is considered a flexible and space-efficient solution. However, the scenario shows very high operational costs and CO<sub>2</sub> impact. The PAC-scenario also scores lowest on the working environment. An additional disadvantage of PAC is that the coal ends up in the sludge, which means it cannot be finally disposed of on agricultural land in Denmark. Therefore, PAC is considered a less suitable technology for Danish water companies.

The choice of the most suitable technology depends on the specific priorities of the individual water utility. If water quality is the highest priority, O<sub>3</sub>+GAC should be prioritized. For plants where cost-effectiveness is weighted higher, O<sub>3</sub>+SF or GAC may be a more appropriate choice.

One of the major uncertainties in this study is that the exact discharge requirements (regarding micropollutants) for Danish treatment plants are not yet known. Thus, it is also uncertain whether the standalone technologies will be able to comply with a future discharge permit. Here, the more secure choice is the O<sub>3</sub>+GAC combination, as it has better overall performance concerning water purification.

It is important to mention that the calculations performed are valid precisely for the assumptions and choices made in this study. Danish water companies can use the values indicatively and as a basis for comparison, but it is necessary to make their own assessments before decisions on the fourth treatment step can be made.



## 1. Indledning

Den 5. november 2024 blev EU's reviderede byspildevandsdirektiv endeligt vedtaget, og dermed skal mange danske renseanlæg implementere et 4. rensetrin til reduktion af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i en periode frem mod 2045. De første fuldskalaanlæg skal være implementeret i 2033 på renseanlæg med en kapacitet større end 150.000 PE.

De danske kommunale renseanlæg har ikke hidtil været underlagt et krav om implementering af et 4. rensetrin til reduktion af MFS. Af denne årsag forefindes der for nuværende ingen fuldskalaanlæg i Danmark og naturligt heller ikke et erfaringsgrundlag for driften af disse typer af anlæg. Der har dog været en række udviklingsprojekter, hvor forskellige teknologier har været testet i pilotskala eller i kortere perioder i fuldskaladrift. I tillæg har der på Herlev Hospital været et dedikeret anlæg til reduktion af lægemiddelrester på Herlev Hospital, hvilket snart har været i drift i 10 år. På trods af den lange tidshorizont for implementering af byspildevandsdirektivet, har flere danske forsyningsselskaber proaktivt forholdt sig til de nye krav til reduktion af MFS, herunder lægemiddelrester, da selskaberne i skrivende stund er i proces med at opdatere de gældende udledningstilladelser.

Køge Afløb A/S er i gang med udbygning af 4. rensetrin på Køge Egnens Renseanlæg (KER), der består af integreret ozonering i biologien, efterfulgt af semi-kontinuert GAK-filter. Hillerød Forsyning har valgt leverandør til leverance af et anlæg med ozonering efterfulgt af GAK til HCR Syd 2.0 og Aarhus Vand har på Egå Renseanlæg for nyligt valgt leverandør til leverance af et ozoneringsanlæg, som vil blive efterfulgt af de eksisterende sandfiltre. Viborg Energy (Viborg centralrenseanlæg) er i øjeblikket i udbud for etablering af et 4. rensetrin. Alle fire renseanlæg har opnået nye udledningstilladelser. Nyt Aalborg Universitetshospital (NAU) har ligeledes etableret et nyt 4. rensetrin med PAK i et MBR-anlæg efterfulgt af ultrafiltrering, som forventes at blive sat i drift i 2026.

Både Tyskland og Schweiz har en lang historik med reduktion af MFS, og i starten af 2024 blev der derfor igangsat et samarbejdsprojekt med det formål at indhente data og erfaringer fra fuldskalaanlæg i de to lande. Projektgruppen består af deltagere fra rådgivervirksomheden Envidan, sektorforskningsinstituttet Teknologisk Institut, forsyningsselskaberne Biofos, Vandcenter Syd, Kalundborg Forsyning, Vandmiljø Randers, Envafors og Arwos, DANVA (interesseorganisationen for drikkevands- og spildevandsselskaber) og Danmarks vand- og miljøklynge Clean. Projektet er finansieret af projektgruppen. Derudover har projektgruppen ansøgt og fået tildelt et beløb fra Spildevandsteknisk Fornings Aktivitetspulje.

Projektet har været ledet af Envidan og Teknologisk Institut, og produktet af samarbejdet er nærværende rapport. Rapporten indeholder et litteraturstudie, interview af eksperter på området samt gennemgang af udvalgte internationale referenceanlæg og interview af nøglemedarbejdere på disse anlæg. Afslutningsvis er der i projektet opstillet scenarier for danske renseanlæg med tre forskellige anlægsstørrelser (50.000 PE, 100.000 PE og 300.000 PE) og anvendelse af fire forskellige teknologier til reduktion af MFS. I forbindelser med opstilling af scenarierne er der i tillæg foretaget en række valg og antagelser, som ikke nødvendigvis vil være relevante for alle renseanlæg i Danmark. Resultaterne for de 12 forskellige scenarier skal derfor betragtes som en rettesnor og primært anvendes til sammenligning imellem typer af teknologier. De gennemførte beregninger foretaget på de forskellige typer og størrelser af anlæg er behæftet med relativt stor usikkerhed.

De i rapporten anvendte designparametre er tilgængelige, og forsyningsselskaberne kan anvende disse som basis for en indledende vurdering af teknologier til 4. rensetrin på specifikke renseanlæg. Rapportens indhold kan ikke betragtes som et endeligt beslutningsværktøj, men i højere grad som input til planlægningen af de aktiviteter, den danske spildevandsbranche står overfor i forbindelse med forsyningernes overvejelser omkring implementering af 4. rensetrin. Det er projektgruppens håb, at rapporten kan danne grundlag for og give input til valg af teknologi i de danske spildevandsselskaber.

## 2. Formål og afgrænsning

Det overordnede formål med projektet er at indsamle og dele den nuværende viden om reduktion af MFS på kommunale renseanlæg i Tyskland og Schweiz og herefter anvende dette erfaringsgrundlag og overføre det til danske forhold, specielt med fokus på følgende udvalgte aspekter:

- Reduktion af MFS ved forskellige teknologivalg
- Omkostninger, både investeringsomkostninger (CAPEX) og driftsomkostninger (OPEX)
- Klimabelastning (CO<sub>2</sub>-ækv.)
- Arealbehov
- Driftserfaringer med forskellige teknologier, herunder arbejdsmiljø og behov for service og vedligehold.

Der har været en forudgående screeningsproces i forhold til, hvilke teknologier der skulle fokuseres på i dette projekt. Kriterierne for udvælgelse har været, at teknologierne skal være kommercielt tilgængelige, implementerbare og kosteffektive - dvs. de typer af anlæg, som bliver implementeret i europæiske lande lige nu. De udvalgte teknologier er:

- Ozonering (efterfulgt af efterpolering, oftest sandfilter)
- Granuleret aktivt kul (GAK)
- Pulveriseret aktivt kul (PAK)
- Kombination af ovenstående teknologier (typisk ozonering efterfulgt af GAK).

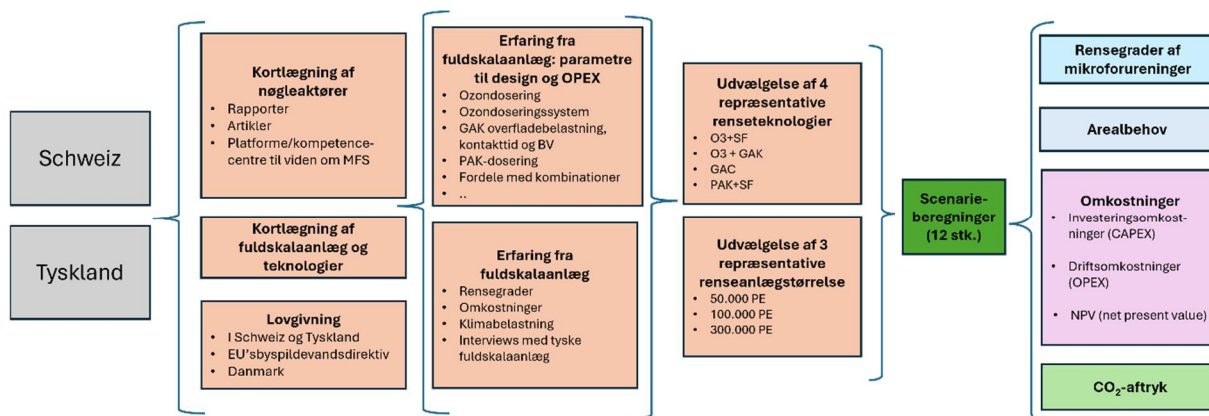
### 2.1 Afgrænsning af projekt

Denne rapport har et klart fokus på at indsamle internationale erfaringer og relevant data fra renseanlæg, som har implementeret 4. rensetrin. For at sikre en præcis og anvendelig undersøgelse er der foretaget en række afgrænsninger:

- Rapporten omhandler kun kommunale renseanlæg, som er udbygget specifikt for at reducere MFS fra spildevandet. Der er således ikke fokus på anlæg, der udelukkende behandler hospitalsspildevand eller spildevand fra industrielle kilder.
- Der er taget udgangspunkt i fuldskalainstallationer og således ikke i pilotanlæg/forskningsanlæg. Det medfører, at der ikke er fokus på nyere teknologier, som muligvis indenfor en årrække vil være implementerbare i fuldskala.
- Der er fokus på anlæg, som er underlagt krav eller følger retningslinjer, som baserer sig på den schweiziske model, hvorfor det er de samme 12 indikatorstoffer (primært lægemidler), som er i fokus. Der er altså ikke medtaget vurderinger af specifikke forureningsstoffer såsom PFAS eller tungmetaller fra industritilledninger, der ofte vil kræve en helt anden type behandling.
- Kravene i Danmark vil højst sandsynligt blive skærpet ift. Schweiz og Tyskland, hvilket betyder, at både investerings- og driftsomkostninger formentlig vil være højere i en dansk kontekst.
- Rapporten berører kun perifert spillet mellem 4. rensetrin og genbrug af vand, herunder produktion af ultrarent vand til f.eks. Power-to-X.

### 3. Metodik

Den anvendte metodik i projektet er udviklet af projektgruppen på indledende møder i foråret 2024. Metodikken indeholder bl.a. litteratursøgning, interview med eksperter på området (nøgleaktører) og driftspersonale på tyske rensaanlæg. Som en del af projektet er der opstillet en række scenarier og foretaget en række beregninger af disse forskellige scenarier med teknologier til 4. rensetrin i en dansk kontekst. Metodikkens hovedelementer er beskrevet i nedenstående afsnit og den overordnede metodik for projektet er præsenteret i Figur 1.



Figur 1. Overordnet metodik for projektet.

#### 3.1 Litteratursøgning

Indledningsvist er der foretaget en litteratursøgning for at frembringe relevant information om fuldskalareferencer i Tyskland og Schweiz. I begge lande er der oprettet platforme, hvor den eksisterende viden fra forskning og praksis omkring reduktion af MFS er samlet. I Schweiz drives platformen "Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute" (VSA) af Association of Swiss Wastewater and Water Protection Experts, og for Tyskland findes bl.a. Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW (KomS), se platforme og hjemmesider i inspirationslisten i Tabel 1. Alle nævnte platforme indeholder særdeles brugbar information om design og drift af teknologier til 4. rensetrin.

Med baggrund i de tyske og schweiziske vidensplatforme er der desuden foretaget en undersøgelse og kortlægning af rensaanlæg med implementering af 4. rensetrin. Resultatet er anvendt til at vurdere, hvilke teknologier der primært implementeres, og om der ses en udvikling i, hvilke teknologier der implementeres over tid. Kortlægningen kan findes i afsnit 6.

#### 3.2 Interview af driftspersonale fra tyske fuldskalaanlæg

Ti tyske forsyningsselskaber blev inviteret til deltagelse i interview med henblik på at indsamle viden om konkrete driftserfaringer, renseseffektivitet og økonomi (for spørgeramme og svar, se Bilag 3). Fem af de ti inviterede tyske forsyningsselskaber accepterede invitationen, og en opsamling på væsentlige informationer findes i afsnit 7 samt i Bilag 3.

#### 3.3 Scenarier og beregninger

Det primære mål med at opstille forskellige scenarier var at estimere overordnede værdier for CAPEX, OPEX, arealbehov og klimabelastning for forskellige teknologier under hensyntagen til størrelserne af danske rensaanlæg. Efter en screening af teknologier anvendt i Schweiz og Tyskland blev fire teknologier udvalgt. Baseret på den overordnede fordeling af rensaanlægstørrelser i Danmark blev tre repræsentative størrelser valgt, nemlig 50.000 PE, 100.000 PE og 300.000 PE.

Designkriterierne for 4. rensetrin er blevet udvalgt med udgangspunkt i danske indløbsparametre for spildevand, designparametre fra Schweiz og Tyskland samt intern viden fra Envidan. Beregning af de anlægsmæssige omkostninger ved 4. rensetrin blev forestået af Envidans ekspertteam af bygge- og maskiningeniører.

Leverandører er blevet kontaktet for indhentning af priser på materialer og for at validere forskellige antagelser. Konkret leverede Jacobi og Chemviron priser for GAK og PAK, mens SUEZ foretog en overordnet validering af CAPEX af ozon- og GAK-systemerne. Prisforudsætningerne er desuden baseret på igangværende projekter inden for 4. rensetrin, hvor Envidan er involveret, herunder specifikt for forsyninger som Aarhus Vand, Hillerød Forsyning og KLAR Forsyning.

Se afsnit 9 og 10 for detaljerne vedrørende scenarieberegninger.

Tabel 1. Oversigt over vigtige kilder til information om 4. rensetrin i Tyskland og Schweiz.

Platform	Hjemmeside	Medlemmer
 Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA) (Schweiz)	<a href="https://mi-cropoll.ch/en/home/">https://mi-cropoll.ch/en/home/</a>	Fælles initiativ fra "Association of Swiss Wastewater and Water Protection Experts (VSA)", Federal Office of the Environment (FOEN) og Eawag - Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.
 KomS, Kompetenzzentrum Spurenstoffe (Baden-Württemberg, Tyskland)	<a href="https://koms-bw.de/">https://koms-bw.de/</a>	KomS er et samarbejde mellem tre uafhængige partnere: University of Stuttgart, Biberach University of Applied Sciences og Regionalforeningen DWA Baden-Württemberg (BW).
 Kompetenznetzwerk Umweltwirtschaft.NRW (Tyskland)	<a href="https://www.knuw.nrw/">https://www.knuw.nrw/</a>	Kompetencenetværket Umweltwirtschaft. NRW (KNUW) er et landsdækkende netværk for viden- og teknologioverførsel inden for miljøinnovationer. Siden 2020 har netværket været drevet af VDI Technologiezentrum GmbH, Prognos AG og Institutet for Industrisamfundets Fremtid (INZIN) på vegne af ministeriet for miljø, naturbeskyttelse og transport i Nordrhein-Vestfalen (NV).
 Kompetenzzentrum Wasser Berlin (Berlin, Tyskland)	<a href="https://www.kompetenz-wasser.de/en">https://www.kompetenz-wasser.de/en</a>	Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB) er et non-profit forskningscenter lokaliseret i Berlin. Centret er etableret i 2001.  Partnere er Berliner Wasserbetriebe AöR, Berlinwasser Holding GmbH og Technologiestiftung Berlin.
 The German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA) (Tyskland)	<a href="https://www.dwa-bw.de/de/startseite-neu.html">https://www.dwa-bw.de/de/startseite-neu.html</a>	Regionalforeningen DWA Baden-Württemberg (BW) med kontor i Stuttgart blev grundlagt i 1951 som en af syv regionale sammenslutninger af DWA. Medlemmerne er tekniske eksperter og ledere fra kommuner, universiteter, ingeniørkontorer, myndigheder og virksomheder.

## 4. Lovgivning

Schweiz har siden 2016, som det eneste land hidtil, haft nationale krav til reduktion af MFS. Derfor har Schweiz i mange henseender sat standarderne for implementering af 4. rensetrin i de europæiske lande. Dette afsnit vil kort introducere de lovgivningsmæssige rammer i Schweiz og Tyskland samt i Danmark med en kommende dansk implementering af Byspildevandsdirektivet.

### 4.1 Schweiz

Den schweiziske strategi for reduktion af MFS, der blev lagt i 2016, vil påvirke 130-180 ud af 700 renseanlæg i Schweiz, hvilket svarer til, at ca. 70 % af den samlede spildevandsmængde vil blive behandlet, når strategien er fuldt implementeret. Strategien omfatter alle renseanlæg over 80.000 PE samt en lang række anlæg ned til 8.000 PE, som udleder til sårbare recipienter.

De udvalgte renseanlæg skal udvides med 4. rensetrin, og det overordnede mål er at opnå en gennemsnitlig reduktion på 80 % af en række indikatorstoffer. Indikatorstofferne er vist i Tabel 2. Der kræves akkrediterede 48-timers prøver af de 12 stoffer på både ind- og udløb på renseanlægget. Mindst 6 af stofferne skal anvendes til at beregne gennemsnitsreduktionen, og forholdet skal være således, at der er dobbelt så mange stoffer fra "gruppe 1" som fra "gruppe 2". Kravet på 80 % skal overholdes for hver prøvetagning. Enkelte afvigelser er tilladt årligt afhængigt af renseanlæggets størrelse.

Siden 1. januar 2016 har forsyningsselskaber i Schweiz betalt et årligt gebyr på 9 CHF pr. tilsluttet indbygger til en fælles fond (gælder frem til 2040). Fonden dækker 75 % af de indledende investeringsomkostninger ved implementering af 4. rensetrin. Efter implementering øges driftsomkostninger på renseanlæggene, men samtidig fritages renseanlæggene for indbetaling til fonden (VSA, 2024).

Tabel 2. Indikatorstoffer, som indgår i den schweiziske strategi for reduktion af MFS.

Gruppe 1	Gruppe 2
Amisulprid (lægemiddel)	Benzotriazol (korrosionsbeskyttelse)
Carbamazepin (lægemiddel)	Candesartan (lægemiddel)
Citalopram (lægemiddel)	Irbesartan (lægemiddel)
Clarithromycin (lægemiddel)	Blanding af 4-methylbenzotriazol og 6-methyl-benzotriazol (korrosionsbeskyttelse)
Diclofenac (lægemiddel)	
Hydrochlorothiazid (lægemiddel)	
Metoprolol (lægemiddel)	
Venlafaxin (lægemiddel)	

### 4.2 Tyskland

I Tyskland har der været fokus på reduktion af MFS i henved 10 år. Den tyske regering publicerede en række policy papers i perioden 2016-2019, bl.a. med 14 anbefalinger til en "sporstofstrategi", altså en strategi til reduktion af MFS. Der er ikke noget nationalt direktiv, så alle implementeringer af 4. rensetrin udføres frivilligt, men med økonomisk støtte i form af offentlige midler. De to delstater Baden-Württemberg (herefter betegnet BW) og Nordrhein-Vestfalen (herefter betegnet NV) er længst

fremme i forhold til implementering af 4. rensetrin, men en implementeringsproces foregår også i andre delstater, bl.a. i Hessen og Bayern.

#### 4.2.1 Baden-Württemberg (BW)

BW gennemførte en række pilotundersøgelser vedrørende reduktion af MFS i perioden 2004-2011. Forsøg på Steinhäule-anlægget i Neu-Ulm har vist, at anvendelsen af 10 mg/l PAK kunne reducere en række MFS med mere end 80 %. Baseret på disse forsøg blev det første 4. rensetrin implementeret i Mannheim i 2010.

Ligesom i Schweiz blev der udvalgt en række kriterier for at vælge, hvilke renseanlæg der burde indføre 4. rensetrin, og ca. 125 renseanlæg faldt indenfor disse kriterier.

Renseanlæggene skal som i Schweiz opnå en 80 % reduktion, men her gælder reduktionen i forhold til 7 MFS (som alle også er inkluderet i den Schweiziske model): carbamazepin, diclofenac, hydrochlorothiazid, irbesartan, metoprolol, benzotriazol og  $\Sigma$  4- og 5-methylbenzotriazol.

Delstatsregeringen dækker 20 % af anlægsomkostningerne, og denne støtte kan øges op til 80 % afhængigt af situationen for det enkelte renseanlæg (Wunderlin, 2017).

#### 4.2.2 Nordrhein-Vestfalen (NV)

Udfordringer med MFS i NV blev synliggjort efter påvisning af perfluorerede tensider (PFT) i Ruhr-floden. Som svar herpå lancerede delstaten i 2008 programmet "Rent Ruhr" for at forbedre vand- og drikkevandskvaliteten. Det første renseanlæg i NV med 4. rensetrin blev sat i drift i 2009 og markerede indledningen på en storstilet indsats.

Implementering af 4. rensetrin har været frivillig, men delstaten har, ligesom i BW, givet økonomisk støtte og dækket op til 70 % af investeringsomkostningerne og 80 % af udgifterne til feasibility-studier. NV's Kompetencecenter for Mikroforureninger (Kom-M.NRW), etableret i 2012, anbefaler at reducere MFS med 80 %.

### 4.3 EU's byspildevandsdirektiv

I oktober 2022 præsenterede EU-Kommissionen et udkast til en revision af byspildevandsdirektivet. I januar 2024 indgik Europa-Parlamentet og EU's Ministerråd en aftale om det reviderede byspildevandsdirektiv, og den endelige godkendelse skete den 5. november 2024. Det reviderede direktiv vil forventeligt træde i kraft ultimo 2027.

Artikel 8 i EU's byspildevandsdirektiv indeholder krav til implementering af 4. rensetrin på en lang række renseanlæg i Europa. Udvælgelseskriterierne samt krav til implementering af 4. rensetrin i EU er således:

- Alle renseanlæg >150.000 PE: 20 % inden 2033, 40 % inden 2036, 60 % inden 2039 og 100 % inden 2045
- Renseanlæg >10.000 PE afhængigt af risikovurdering: 10 % inden 2033, 30 % inden 2036, 60 % inden 2039 og 100 % inden 2045

For renseanlæg i intervallet 10.000-150.000 PE skal der foretages en screening for at afgøre behovet for 4. rensetrin. Screeningen skal indeholde faktorer såsom drikkevandskilder, badevand, søer og vandløb med lave fortyndingsforhold. Den præcise proces for denne screening er endnu ikke defineret. Det er DANVAs vurdering, at de fleste danske renseanlæg med en kapacitet større end 10.000 PE vil blive omfattet af krav om implementering af 4. rensetrin pga. den dårlige kemiske tilstand af de danske vandområder.



Kravet i Byspildevandsdirektivet er en gennemsnitsreduktion på 80 %, præcis som i den schweiziske model. Reduktionen skal beregnes på tørvejrflow og for minimum 6 af de samme 12 stoffer, som vist i Tabel 2. Hvilke 6 stoffer, der udvælges, forventes at blive afgjort af det danske miljøministerium.

Finansieringen skal findes via:

- **Forureneren-betaler-princippet (PPP):** Producenter (industri, medicinalvirksomheder m.fl.) skal dække mindst 80 % af omkostningerne forbundet med kravene i Artikel 8, herunder investeringer, driftsomkostninger og overvågning af MFS.
- **Nationale og regionale regeringer:** Medlemslandenes regeringer forventes at afsætte midler gennem nationale budgetter.
- **EU-finansieringsprogrammer:** EU kan yde økonomisk støtte via programmer som Samhørighedsfonden, Den Europæiske Fond for Regionaludvikling (ERDF) og Life-programmet.
- **Vandforsyningsselskaber og operatører:** Vandforsyningsselskaber kan også bidrage til omkostningerne og eventuelt overføre nogle af disse omkostninger til forbrugerne via vandtakster, dog underlagt regulering for at sikre rimelighed og overkommelighed.

Byspildevandsdirektivet er et minimumsdirektiv, forstået således at de nationale krav kan blive skærpet. Derudover vil der være skærpede krav til indsats i forhold til reduktion af MFS grundet de danske vandplaner. De danske spildevandsselskaber kan altså ikke investere blindt iht. det reviderede direktiv (Dansk Vand, 2024), da der skal foreligge en dansk implementering af direktivet i den nationale lovgivning. Desuden skal der foreligge en model til at håndtere forureneren-betale-princippet.

## 4.4 Dansk lovgivning

I nedenstående afsnit om lovgivning sættes fokus på Vandrammedirektivet og på udledningstilladelser.

### 4.4.1 Vandrammedirektivet

I henhold til EU's vandrammedirektiv (vedtaget år 2000) skal der senest i 2027 været opnået god økologisk og kemisk tilstand i de målsatte vandområder. Beskrivelse af den økologiske tilstand falder uden for rammerne af denne rapport. For så vidt angår den kemiske tilstand, vurderes denne vha. koncentrationsbaserede grænseværdier (kaldet miljøkvalitetskrav) for en række miljøfremmede stoffer, idet disse anvendes som kvalitetselementer i klassificeringen af kemisk tilstand. Der findes både nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav og EU-fastsatte miljøkvalitetskrav for en række stoffer, der er opført på en prioriteret EU-liste. Kravene angives enten for stoffet i vandfase, sediment eller biota. Ikke alle stoffer har miljøkvalitetskrav for alle tre matricer.

I EU er der fastsat krav for 46 stoffer/stofgrupper, der omtales "EU-prioriterede stoffer". For 15 af disse er der fastsat krav både i vand og biota, mens der for resten alene er fastsat krav i vand. Nationalt er der fastsat krav for yderligere 135 stoffer/stofgrupper i vand. For 9 af disse er der fastsat krav i både vand, sediment og/eller biota, mens der for resten alene er fastsat krav i vand. Der er yderligere fastsat nationale krav for 6 EU-prioriterede stoffer i sediment og/eller biota.

Hvis miljøkvalitetskravet for det pågældende stof er overskredet i den direkte recipient eller nedstrøms beliggende recipienter, klassificeres tilstanden som værende "ikke god". Der er forskel på miljøkvalitetskravene, afhængigt af hvor udledningen sker. Krav til indlandsvand anvendes for vandløb og søer med en årlig middelsalinitet på mindre end 0,5 ‰. Miljøkvalitetskrav for såkaldt "andet overfladevand" anvendes i øvrige tilfælde (dvs. marint).

Vurderingen af miljøkvalitetskrav skal gennemføres på enkeltstofniveau. For hvert enkelt stof foretages der en sammenligning med det fastsatte miljøkvalitetskrav for hhv. vand, sediment og biota. Den

såkaldte resulterende koncentration, som består af den tilførte koncentration og den i forvejen forekommende koncentration, må ikke overskride det fastsatte miljøkvalitetskrav. Der kan også være stoffer i udledningen, for hvilke der ikke er fastsat et miljøkvalitetskrav. Er det tilfældet, skal vurderingerne tage udgangspunkt i PNEC-værdier (= Predicted No Effect Concentration).

#### 4.4.2 Udledningstilladelser

På baggrund af miljøkvalitetskrav kan de danske kommuner fastsætte krav til indholdet af MFS i renset spildevand, når et rensesanlæg skal have udstedt nye udledningstilladelser. Der er fire rensesanlæg i Danmark, som har fået nye udledningstilladelser, hvor der er indført krav om MFS, se Tabel 3.

Tabel 3. Oversigt over danske rensesanlæg, der har fået nye udledningstilladelser med krav til MFS i ng/l. De grønt markerede stoffer indgår ligeledes i den Schweiziske model.

Stof	Hillerød Forsyning HCR Syd (ng/l)	Aarhus Vand Egå Rensesanlæg (ng/l)	Energi Viborg Viborg Centralrensesanlæg (ng/l)	KLAR Forsyning Køge Egnens Rensesanlæg (ng/l)
Amisulprid (psykofarmaka)	170			
Atorvastatin (kolesterol)	200	200	825	
Azithromycin (antibiotikum)			190	
Ng/Candesartan (blodtryk)	120			1110
Carbamazepin (epilepsi medicin)				114
Citalopram (antidepressiv)	510			173
Clarithromycin (antibiotikum)				198
Diclofenac (smerte og gigt)	100	40	348	555
Erythromycin (antibiotikum)	40			
Gemfibrozil (kolesterol)	150	150	160	157
Propranolol (blodtryk)	100			
Roxithromycin (antibiotikum)			63	
Sulfamethoxazol (antibiotikum)	120			
Venlafloxin (antidepressiv)	100	100	224	187
Mycophenolic acid			Kontrolprogram	
Tramadol			Kontrolprogram	
Sertralin			Kontrolprogram	
17β-østradiol			Kontrolprogram	
Estron			Kontrolprogram	

## 5. Teknologier til 4. rensetrin

De fire teknologier, som primært anvendes til reduktion af lægemiddelrester på kommunale renseanlæg i Tyskland og Schweiz, er som tidligere nævnt:

- Avanceret oxidering: Ozonering efterfulgt biologisk behandling i sandfilter
- Adsorption: Granulært aktivt kul (GAK) drevet som batch eller fluidiseret bed
- Adsorption: Partikulært aktivt kul (PAK) doseret i et reaktionskammer efterfulgt af sandfilter
- Kombination af oxidering og adsorption: Ozonering og aktivt kul (PAK eller GAK).

I nærværende afsnit introduceres disse teknologier helt overordnet med det formål at give et overblik over fordele og ulemper. I Bilag 4 findes mere detaljerede beskrivelser af teknologierne, herunder beskrivelse af anlægskonfigurationer, arbejdsmiljø og potentielle miljø- og driftsmæssige udfordringer. I Bilag 4 er også resultatet af en detaljeret litteraturgennemgang af de seneste schweiziske retningslinjer givet af VSA og tyske retningslinjer givet af KOMS.

### 5.1 Ozonering

Ozonering er implementeret på en lang række anlæg i de to lande og betragtes som en kosteffektiv teknologi. Ved ozonering sker en kraftig oxidation af MFS, men ikke nødvendigvis en fuldstændig oxidation, hvilket betyder, at der kan skabes en række transformationsprodukter, som der ikke altid er styr på (der måles ikke for alle stoffer). Et eksempel kan være udfordringer med bromatdannelse (bromat er kræftfremkaldende og giftigt), især ved høje koncentrationer af bromid i indløbet til renseanlægget. Pga. disse transformationsprodukter vil der typisk være behov for en efterpolering af spildevandet efter ozonering, hvilket oftest sker i sandfiltre eller anden biologisk behandling (f.eks. MBBR). Ozonering har god effekt på nogle stoffer og mindre god på andre. Når en middelreduktion betragtes, som f.eks. i Schweiz (80 %), er ozonering + sandfilter oftest tilstrækkeligt, da ikke alle stoffer behøver at blive reduceret lige meget.

### 5.2 Aktivt kul

Granuleret aktivt kul (GAK) og pulveriseret aktivt kul (PAK) er ligeledes implementeret på en lang række anlæg i begge lande, og de betragtes også som kosteffektive teknologier; PAK dog i mindre grad end GAK. En af ulemperne ved aktivt kul er, at der anvendes dyrt og klimabelastende kul, som skal udskiftes, når det ikke længere kan adsorbere flere organiske forbindelser. GAK kan i modsætning til PAK reaktiveres (ved høj temperatur) og anvendes igen. GAK-anlæg er typisk batchbaserede anlæg, hvilket betyder, at kuldoseringen ikke kan styres. Når det aktive kul er opbrugt, skal det hele skiftes. Der er dog en nyere type GAK-anlæg, som vinder indpas, bl.a. i Schweiz. Det drejer sig om fluidiseret GAK, som drives semikontinuert med daglig tilførsel af nyt kul. Dermed kan kuldoseringen justeres efter behov med en mere stabil renseeffektivitet til følge. På PAK-anlæg kan kuldoseringen også justeres efter behov. En af ulemperne ved PAK er, at kullet ender i slammet, hvormed det ikke kan ledes til landbrugsjord. GAK kan adsorbere nogle stoffer, men har en mindre effekt på andre stoffer (typisk ses en god effekt på andre stoffer end ved anvendelse af ozon). Når en middelreduktion skal overholdes, som f.eks. i Schweiz (80 %), er implementering af ozonering eller GAK oftest tilstrækkeligt som særskilte teknologier, da ikke alle stoffer behøver at blive reduceret lige meget.

### 5.3 Kombination af ozonering og aktivt kul

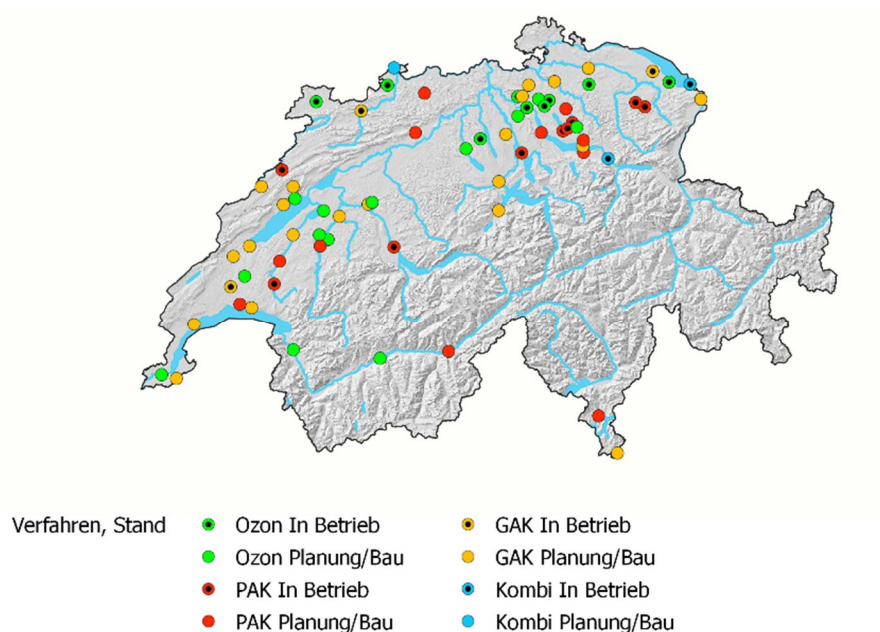
Ozonering og aktivt kul kan kombineres, hvorved renseeffektiviteten kan øges betragteligt. Samtidig kan der skrues ned for både doseringen af ozon og forbruget af aktivt kul ift. særskilt anvendelse af teknologierne. Kombinationen kræver dog større både investeringsomkostninger og arealbehov, og samtidig stiger kompleksitet, da to systemer nu skal serviceres og vedligeholdes. En kombination af teknologier kan være en nødvendighed, alt efter hvilke myndighedskrav der skal overholdes.

## 6. Kortlægning af fuldskalaanlæg og teknologier

I nedenstående afsnit præsenteres en kortlægning af renseanlæg der har implementeret 4. rensetrin i fuldskala i henholdsvis Schweiz og Tyskland.

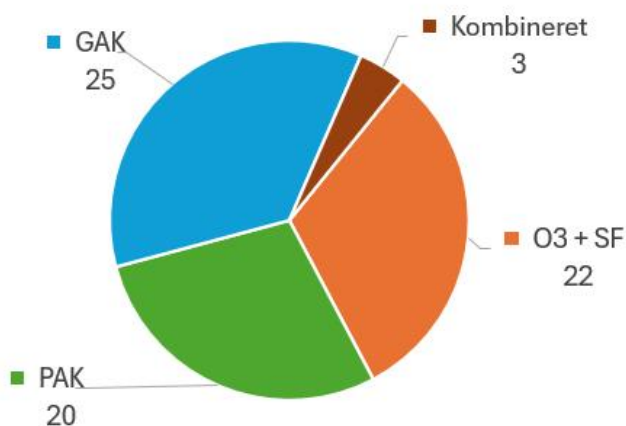
### 6.1 Fuldskalaanlæg i Schweiz

Kortlægning af fuldskalaanlæg i Schweiz blev udført ved at gennemgå oplysningerne på VSA's hjemmeside (VSA, 2024). På nuværende tidspunkt (status opgjort november 2023) er der 22 renseanlæg i drift med 4. rensetrin og 48 under opførelse, se placeringen og typen af anlæg i Figur 2. Den komplette liste over anlæg findes i Bilag 2.



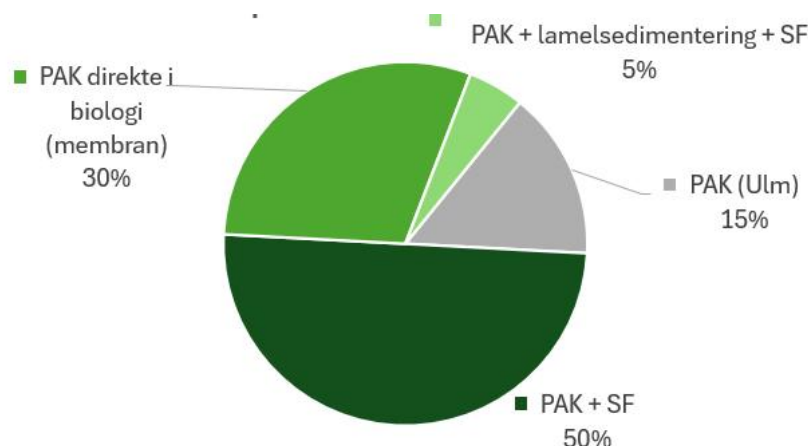
Figur 2. Illustration af renseanlæg i Schweiz med 4. rensetrin, status november 2023 (VSA, 2024).

Figur 3 viser fordelingen af de tre primære teknologier (ozonering, PAK og GAK) samt kombinationen heraf, både af anlæg i drift og anlæg under opførelse. Der er næsten ligelig fordeling imellem ozon+SF, GAK og PAK, og derudover findes der enkelte kombinationsanlæg (3 anlæg).

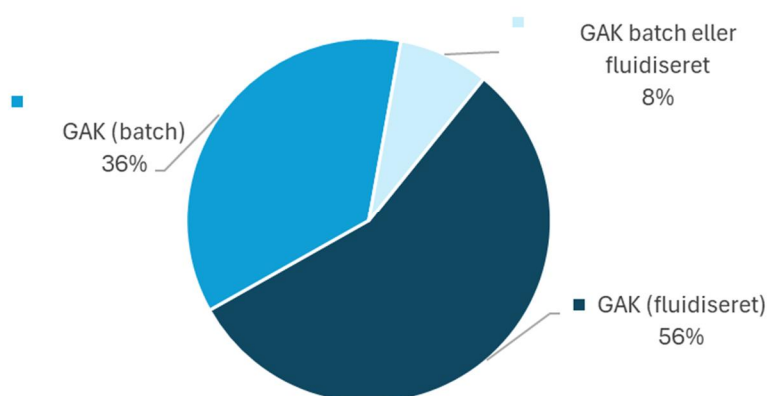


Figur 3. Fordelingen af teknologier til 4. rensetrin i drift eller under planlægning/opførelse i Schweiz (VSA, 2024).

Figur 4 og Figur 5 viser typerne af hhv. PAK og GAK både i drift og under opførelse. Der er en overvægt af PAK-anlæg, som efterfølges af sandfilter (ca. 50 %). For GAK-anlæggene er der en overvægt af fluidiseret GAK-anlæg, hvilket skyldes, at mange af de nye anlæg under opførelse er med fluidiseret GAK.



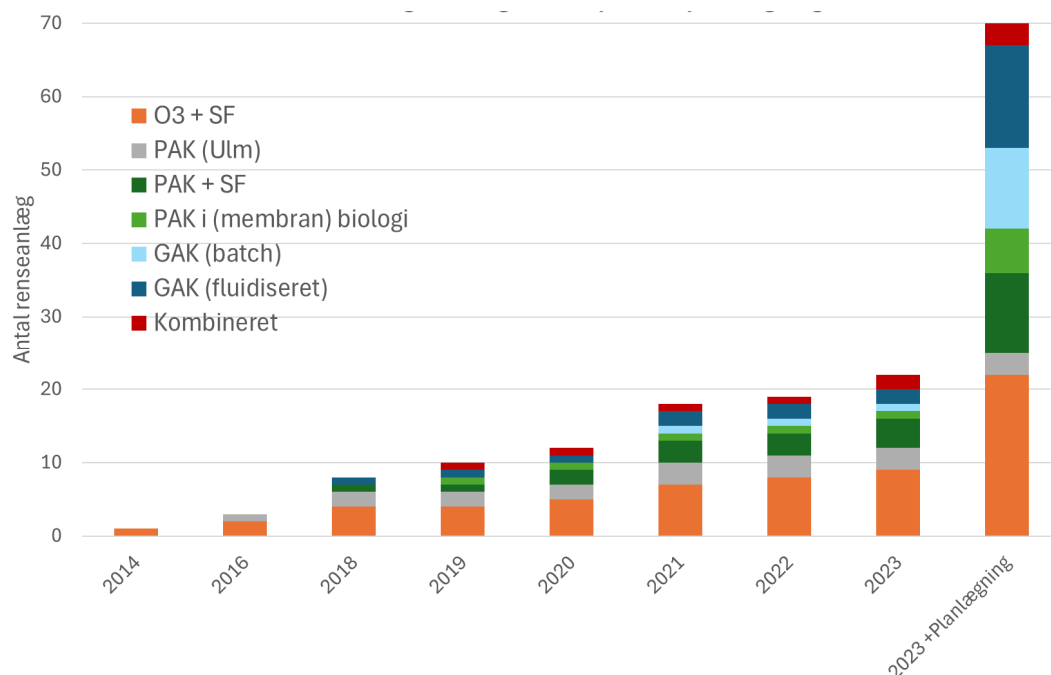
Figur 4. Fordelingen af teknologier til 4. rensetrin med PAK i drift eller under planlægning/opførelse i Schweiz (VSA, 2024).



Figur 5. Fordelingen af teknologier til 4. rensetrin med GAK i drift eller under planlægning/opførelse i Schweiz (VSA, 2024).

De tre renseanlæg, som kombinerer teknologierne, er Altenrhein med ozonering og GAK, Glarnerland med PAK i biologien og GAK samt Basel med ozonering, PAK og sandfiltrering.

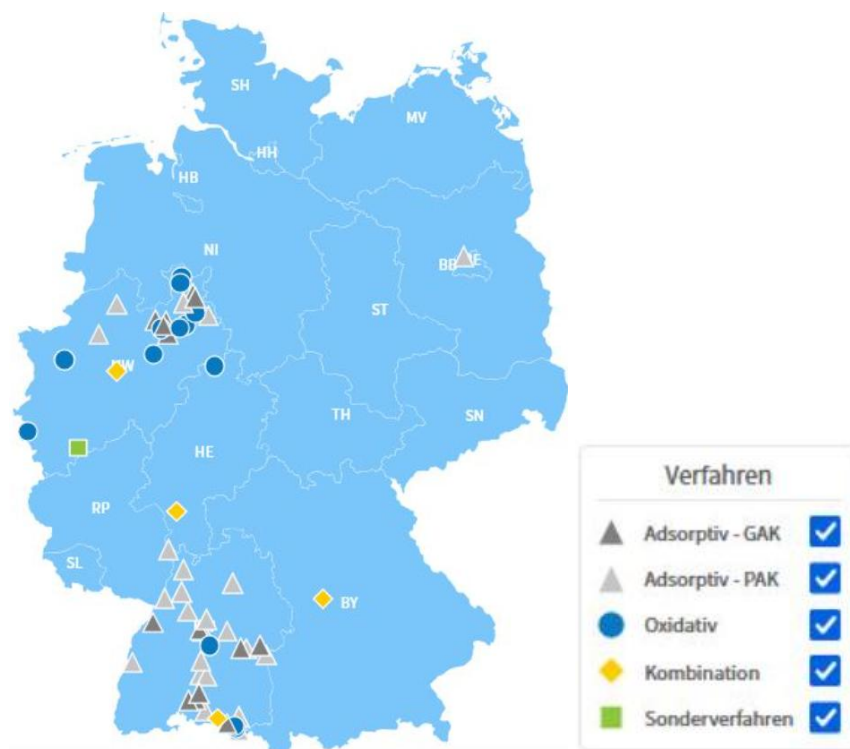
Figur 6 viser alle implementerede anlæg i Schweiz som en tidslinje siden 2014. Ved sammenligning af de nuværende anlæg i drift (Bilag 2 og Figur 6) kan de følgende teknologier betragtes som de mest anvendte og dermed som en form for standardanlæg: ozonering + sandfilter, PAK (Ulmer), dosering af PAK opstrøms før sandfilteret eller dosering i procestanken. Disse er på nuværende tidspunkt standardprocesser. Derimod er følgende teknologier noget mindre anvendt, men dog på vej mod en større grad af implementering nu og i den nære fremtid: GAK (batch), fluidiseret GAK, PAK + sandfilter samt PAK i biologi (med membranfiltrering, MBR).



Figur 6. Implementerede anlæg i Schweiz siden 2014 (egen graf baseret på data fra VSA, 2024).

## 6.2 Fuldskalaanlæg i Tyskland

Som nævnt i afsnit 4.2 om Tyskland er BW og NV de delstater i Tyskland, som er længst fremme med implementering af 4. rensetrin. Derfor er der lagt vægt på netop disse delstater i kortlægningen, se Figur 7. Den fulde liste over renseanlæg med 4. rensetrin i Tyskland kan ses i Bilag 1.

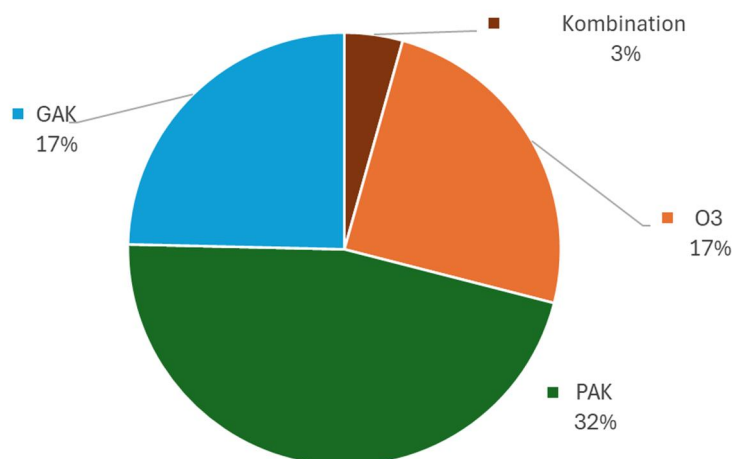


Figur 7. Kort over Tyskland med angivelse af status på anlæg med et 4. rensetrin (april 2024) (KomS, 2024b).

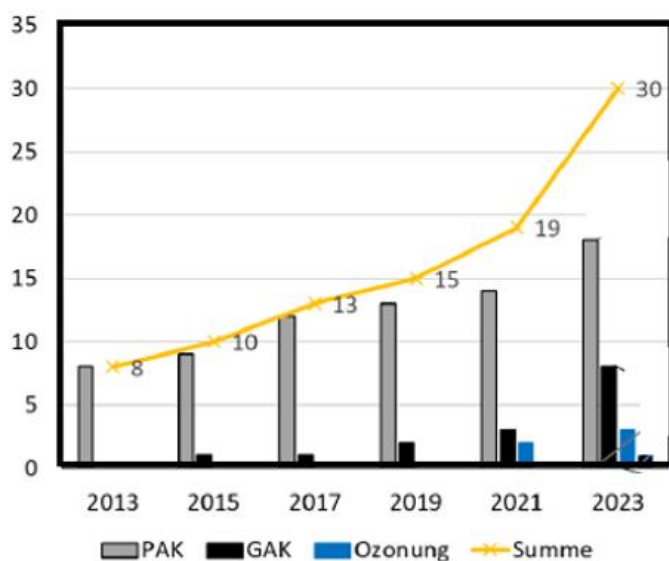


Kortlægning blev udført ved at gennemgå oplysninger registreret på hjemmesiderne for KomS (KomS, 2024) og Mikroschadstoffe i NV (Mikroschadstoffe, 2024). På nuværende tidspunkt er der i BW registreret 30 renseanlæg med et 4. rensetrin i drift og 13 under planlægning/opførelse. I NV er der registreret 26 renseanlæg med et 4. rensetrin i drift og 21 anlæg, hvor status ikke er anført.

Figur 8 viser fordelingen af de primære teknologier (Ozon, GAK, PAK) og kombinationer i BW og NW. I figuren er inkluderet anlæg i drift og under opførelse. Knap halvdelen af løsningerne (46 % af alle renseanlæg) er baseret på et teknologivalg med PAK. Den største andel af PAK-løsningerne er etableret med Ulmer-anlæg, hvor PAK doseres i kontakttank (efter sekundær behandling), efterfulgt af sedimentation i en klaringstank og sandfilter. En væsentlig årsag til den høje andel af Ulmer-anlæg er historisk betinget og beskrives i Bilag 4. GAK har i stigende grad vundet indpas, da denne løsning har vist kapacitet til at reducere mindst 80 % af MFS og derudover har lavere CAPEX og OPEX end Ulmer. Desuden er GAK mere enkel at indkøre og drifte i forhold til Ulmer. På nuværende tidspunkt er GAK en udmærket enkeltstående løsning for nogle renseanlæg, hvorfor teknologien også gradvist vinder indpas (Figur 9, dog kun for BW), mens andre anlæg supplerer GAK-filtrering med ozonering.



Figur 8. Fordelingen af teknologier til 4. rensetrin med GAK i drift eller under planlægning/opførelse i BW og NW (KomS, 2024c; Mikroschadstoffe, 2024).



Figur 9. Udviklingen i valg af teknologi til det 4. rensetrin i drift i BW fra 2013 til 2023. Antallet af teknologier er vist for henholdsvis PAK, GAK og ozon suppleret med en summering af teknologierne på årsbasis (gul linje). KomS (2024)

## 7. Interview af nøgleaktører

Som led i indsamlingen af viden har projektgruppen benyttet sig af interview af relevante eksperter og driftspersonale på tyske renseanlæg med et 4. rensetrin. I dette afsnit præsenteres væsentlig viden og informationer fra de gennemførte interviews.

### 7.1 Interview af eksperter

Indledningsvist er tre eksperter indenfor området interviewet omkring formål og afgrænsning af nærværende projektindhold, ligesom der er indhentet den nyeste viden indenfor teknologier til reduktion af MFS, se Tabel 4. Projektets mål blev introduceret for hver ekspert, og eksperternes input til kortlægningen af nøglerapporter og teknologier blev diskuteret.

Tabel 4. Oversigt over nøgleaktører, som er interviewet i løbet af projektet.

Navn	Rolle og tilknytning	Viden
Henrik R. Andersen	Professor, DTU	Ekspert i ozonering
Pascal Wunderlin	Leder af VSA-plattform	4. rensetrin i Schweiz
Michael Cimbritz	Senior underviser, Lund Universitet	Ekspert i 4. rensetrin (forskellige teknologier)

Ekspernerne anerkendte vores tilgang til opgaven og havde flere gode input:

- Med professor Henrik R. Andersen blev betydningen af toksicitetstest til vurdering af effektiviteten af det 4. rensetrin diskuteret. Det blev nævnt, at disse test kunne kombineres med de mere traditionelle målinger af effektiviteten af det 4. rensetrin, såsom UV254 eller laboratoriemålinger. PAK-teknologien blev også diskuteret, herunder specifikt de tilgængelige oplysninger om virkningen af PAK i slam til landbrugsformål, som i øjeblikket vurderes til at være minimal. Endelig blev en af de seneste undersøgelser om CAPEX og OPEX af 4. rensetrin diskuteret (Pistocchi et al., 2022).
- Pascal Wunderlin henviste til flere nøgledokumenter med vigtig designviden og erfaringer fra drift af fuldskalaanlæg. I samtalen med Pascal blev det desuden oplyst, at Schweiz i øjeblikket overvejer yderligere tiltag ift. de gældende krav i landet, i lighed med udviklingen i Danmark, hvor der ud over et krav til gennemsnitsreduktion også vil komme krav til overholdelse af specifikke stofkoncentrationer afhængigt af den enkelte recipient.
- Michael Cimbritz gav et overordnet overblik over de svenske projekter, hvor GAK er valgt i fuldskala eller pilotskala som teknologi til det 4. rensetrin. Bidraget fra biologisk vækst på GAK-mediet blev også diskuteret, hvilket gav værdifulde input om vigtigheden af at tage hensyn til både biologisk nedbrydning og adsorption af MFS på GAK-filtrene. Derudover delte Cimbritz flere vigtige publikationer om GAK-filtrering samt rapporter fra Svenskt Vatten om det 4. rensetrin.

### 7.2 Interview af tysk driftspersonale

For at få indsigt i konkrete driftserfaringer med det 4. rensetrin, blev der gennemført interview med driftspersonalet på tyske renseanlæg. 5 af de 10 inviterede tyske forsyningsselskaber accepterede invitationen og ønskede anonymitet i denne rapport, hvorfor renseanlæggene er anført ved nummerering i Tabel 5. I tabellen er vist type af teknologi samt status for implementering, PE-belastning og

flowmængde (delflow eller hovedstrøm). Ved ønske om kontakt til anlæggene henvises til Teknologisk Instituts center for Vandteknologi.

Tabel 5. Oversigt over de renseanlæg, der deltog i interviews. Tabellen viser desuden forsyningernes valg af teknologi, driftsstatus, PE-belastning (årgennemsnit), og om anlæggets 4. rensetrin behandler en delstrøm eller en hovedstrøm.

Anlæg	Valgt teknologi	Driftsstatus	PE-belastning	Flow
#1	Ozon+GAK	Planlægningsfase	120.000	Delstrøm
#2	Ozon+GAK	I drift	68.000	Delstrøm
#3	GAK	I drift	40.000	Hovedstrøm
#4	PAK (Ulmer)	I drift	184.000	Hovedstrøm
#5	Ozon+SF	Under opførelse (planlagt idriftsættelse start 2026)	80.000	Delstrøm

Herunder er samlet highlights fra interviews med driftspersonalet på de 5 tyske renseanlæg. For yderligere detaljer henvises til Bilag 3.

Indledningsvist er det væsentlig at gøre opmærksom på, at alle renseanlæggene reducerer indholdet af lægemiddelrester med mere end 80 %.

På **Anlæg 1** er der implementeret en kombination af ozonering og GAK-filtre. Anlægget havde i forvejen et sandfilter, som blev modificeret til et GAK-filter ved implementering af 4. rensetrin. Herudover blev ozonanlægget etableret. Driftslederen berettede, at valget af denne løsning blev truffet, da forsyningen forventer, at fremtidige krav vil udfordre en løsning, som udelukkende består af GAK-filtrering. Forsyningen har derfor valgt en kombination af to teknologier med det formål at fremtids-sikre løsningen.

**Anlæg 2** har ligesom anlæg 1 valgt en kombination af ozon og GAK-filtrering. GAK-filteret blev ligeledes etableret i et eksisterende sandfilter. Sandfilteret blev udskiftet til en GAK-løsning, da udløbskravene ikke kunne overholdes med sandfiltrering. Driftslederen oplyser, at GAK leveres i siloer og opblandes med vand i siloerne, inden det pumpes videre til GAK-filteret. Årsagen til opblandingen med vand er ifølge driftslederen baseret på driftspersonalets erfaringer med, at GAK bibeholdes mere effektivt i filteret, da en betragtelig andel af det tilførte GAK ellers havde tendens til at løbe ud af filteret til recipienten. Opblandingen i siloen inden tømning reducerer desuden dannelsen af støv under tømning (forebyggelse af ATEX-zone, se Bilag 4). Det kan dog ikke undgås, at en mindre mængde GAK tabes med udløbsvandet. Der er installeret SAK-målere (spectral adsorption coefficient) (svarende til DOC-målere) i udløbet fra henholdsvis ozonanlægget og GAK-filteret for at opnå et retvisende billede af renseeffektiviteten.

På **Anlæg 3** er valgt GAK-filtrering som en enkeltstående løsning, da det er tilstrækkeligt til at overholde anlæggets nuværende udlederkrav. Anlægget havde, ligesom anlæg 1 og 2, et eksisterende sandfilter, som blev modificeret og udbygget til GAK-løsningen. Driftslederen var af den holdning, at supplement med dosering af ozon er at gå med "livrem og seler", og derfor blev ozonering fravalgt på dette anlæg. Forsyningen måtte til gengæld supplere hovedanlægget med et filter til at reducere suspenderet stof (TSS) og nedfaldne blade fra løvfældende træer på grund af problemer med tilstopning af GAK-filteret. Driftslederen pointerede vigtigheden i at have tilstrækkeligt vand til at spule filtrene. Ved lavt flow ind på det pågældende anlæg tages en del af GAK-filteret ud af drift for at sikre tilstrækkeligt rensat spildevand til spuling af den del af filteret, som er i drift. Alternativt kan

der etableres en buffertank med tilstrækkelig kapacitet til spulevand. Driftslederen berettede om visse indkøringsvanskeligheder med at styre anlægget. For nuværende kræver driften 1 mand i 2-3 dage pr. uge, men færre timer forventes i takt med opbygning af driftserfaringer. Driftslederen gør opmærksom på, at der findes to typer GAK: den ene, som kaldes "knækket" GAK, dækker over større stykker kul, der er findelt i mindre stykker; den anden kaldes "sammenpresset" GAK, hvor en pulveriseret GAK (=PAK) presses sammen igen. Den førstnævnte er mest hensigtsmæssig i et GAK-filter, da den "sammenpressede" let smuldrer.

På **Anlæg 4** er Ulmer-processen valgt og har været i drift siden 2013. Anlæg 4 er det anlæg, som har længst historik med drift af et 4. rensetrin. Valget faldt på denne teknologi, da det på daværende tidspunkt var state-of-the-art som 4. rensetrin. Selve teknologien har været i drift siden 1990'erne, og der forelå således veldokumenterede driftserfaringer. Driftslederen oplyste, at anlægget renser tilfredsstillende og altid med en renseeffektivitet over 80 %. Som anført under beskrivelsen af Ulmer-processen i Bilag 4 er teknologien driftsmæssigt omkostningstung. Anlæg 4 understøtter dette udsagn og oplyser, at driftsomkostningerne udgør ca. 3,6 mio. DKK/år (480.000 € pr. år), hvor anskaffelse af PAK udgør den største andel af omkostningerne efterfulgt af fældningskemi og flokkuleringsmiddel. Processen kræver tilmed megen manuel overvågning, særligt for at sikre tilstrækkelig tilsætning af fældningskemi/flokkuleringsmiddel. Ved utilstrækkelig tilsætning kan det efterfølgende sandfilter let tilstoppes med PAK. Driftslederen oplyste, at forsyningen sandsynligvis ville have valgt en løsning med GAK-filtrering (uden ozonering) frem for Ulmer, hvis der skulle etableres et 4. rensetrin i dag.

På **Anlæg 5** er der etableret ozonering i kombination med sandfiltrering. Driftslederen forventer, at biofilmen i sandfilteret vil bidrage til at nedbryde diverse nedbrydningsprodukter fra ozoneringsprocessen. Anlægget behandler i 85 % af tiden den fulde udløbsmængde, men ved regnhændelser bypasses det 4. rensetrin.

## 8. Erfaring fra fuldskalaanlæg i Schweiz og Tyskland

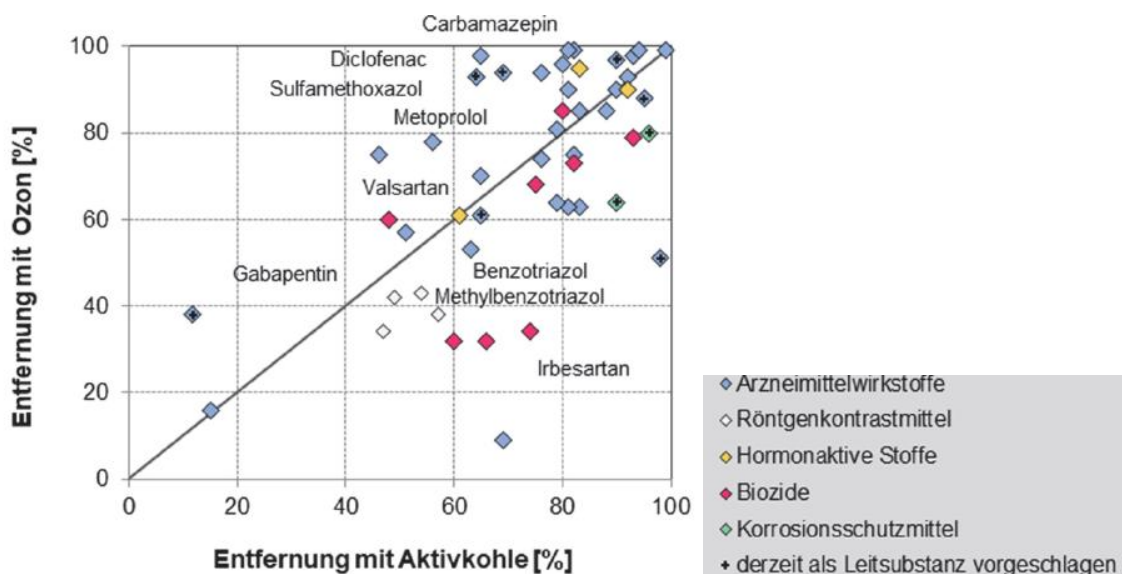
I dette afsnit præsenteres væsentlige erfaringer fra fuldskalaanlæg i Schweiz og Tyskland med fokus på rensegrader, omkostninger og klimabelastninger. Det er vigtigt at huske på, at alle rensresultater gælder de 12 indikatorstoffer i den schweiziske model og i det kommende byspildevandsdirektiv, og altså ikke nødvendigvis alle de stoffer, hvortil der fremadrettet forventes at blive stillet krav i danske udledningstilladelser.

### 8.1 Rensegrader

For Tyskland er der kun få tilgængelige rapporter, der omhandler rensegrader af MFS i eksisterende renseanlæg med et fjerde rensetrin. Oplysninger om rensegraden for fjerde rensetrin i Schweiz er lettere at finde, bl.a. via VSA-platformen.

Figur 10 viser en sammenligning af reduktionen af forskellige individuelle stoffer med aktivt kul og ozon for en række renseanlæg, der var i drift i Tyskland i 2020 (DWA, 2020).

Et bredt spektrum af stoffer reduceres af de to teknologier. Af figuren fremgår det samtidig, at nogle stoffer reduceres bedre med aktivt kul end med ozon, mens det forholder sig omvendt med andre stoffer. Endelig ses det, at der opnås rensegrader på mere end 95 % for nogle stoffer, hvilket bl.a. glæder for stofferne carbamazepin og diclofenac, der reagerer hurtigt med ozon. Andre stoffer reduceres stort set ikke med anvendelse disse to teknologier; det gælder f.eks. stoffet gabapentin. Rensegraden afhænger naturligvis også af den anvendte dosis.

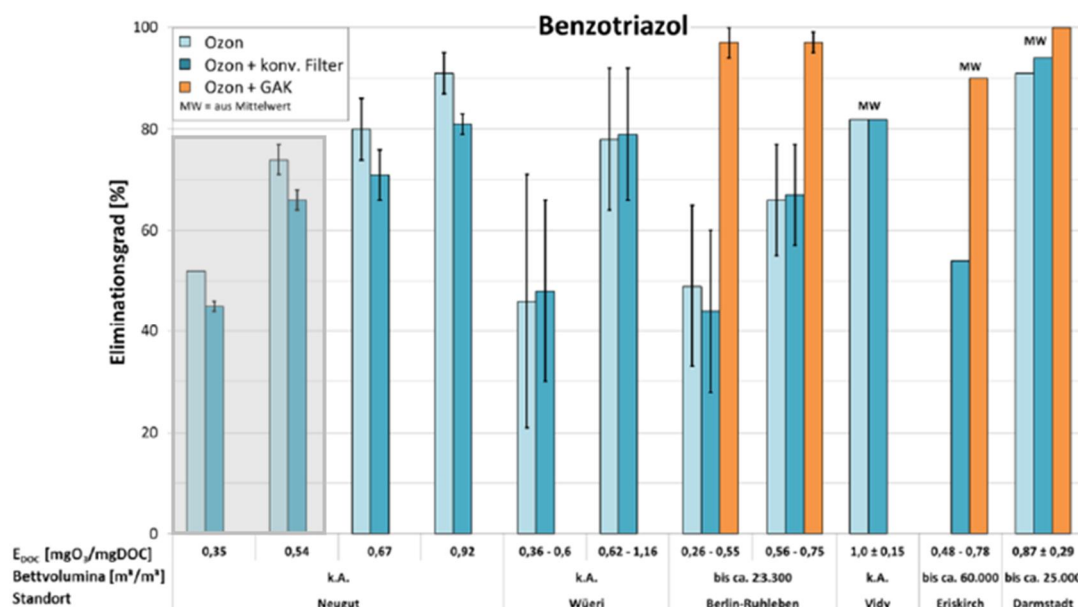


Figur 10. Angivelse af rensegrader (i %) ved anvendelse af hhv. ozonering (y-akse) og aktivt kul (x-akse) (DWA, 2020).

For de stoffer, som oxideres af ozon og reduceres til under gældende grænseværdier, er der ikke behov for et supplerende rensetrin. For stoffer, hvor ozondosering i det sædvanlige område ( $< 0,8 \text{ mg O}_3/\text{mg DOC}$ ) ikke er tilstrækkelig, er der behov for yderligere efterbehandling med sandfilter eller aktivt kul. Uanset omstændighederne er det altid god praksis at supplere ozonbehandling med et efterfølgende poleringstrin for at efterbehandle transformationsprodukterne.

I Figur 11 ses data, der viser effekten af tre forskellige teknologivalg: ozon, ozon og sandfilter samt ozon og GAK-filtrering på stoffet benzotriazol på fem fuldskalaanlæg i Schweiz og Tyskland (Stapf et al. 2017). Figuren viser en forholdsvis lille effekt ved at supplere ozonering (lyseblå) med sandfiltre (mørkeblå) på de fleste anlæg. På tre anlæg ses forbedrede rensegrader ved kombinationen af ozonering og GAK (orange); især på renseanlæggene Berlin-Ruhleben og Eriskirch ( $> 23.000 \text{ BV}$ ). På

renseanlægget Darmstadt er effekten mindre signifikant. Det skal nævnes, at forringelsen af rensesgrad på renselanlægget Neugut skyldtes forekomsten af ikke-ozoneret vand til sandfilteret (fejlen er senere rettet). Derfor er den del af resultaterne markeret med en grå kasse i figuren.



Figur 11. Effekt af efterbehandling af sandfilter eller GAK-filtre på eliminering af benzotriazol. Det skal nævnes, at forringelsen af rensesgrad på renselanlægget Neugut skyldtes forekomsten af ikke-ozoneret vand til sandfilteret (fejlen er senere rettet) (Stapf et al., 2017).

På VSA-plattformen (Schweiz) findes en undersøgelse med sammenligning af 10 renselanlæg med 4. rensetrin (Wunderlin et al., 2024a). Undersøgelsen dækker flere år og inkluderer fra 6 til 96 analyser af nøglestoffer pr. renselanlæg; hvilke anlæg, der var inkluderet i undersøgelsen, fremgår af Tabel 6.

Tabel 6. De 10 renselanlæg, som indgik i undersøgelsen af samlet rensesgrad i Schweiz (Wunderlin et al., 2024a).

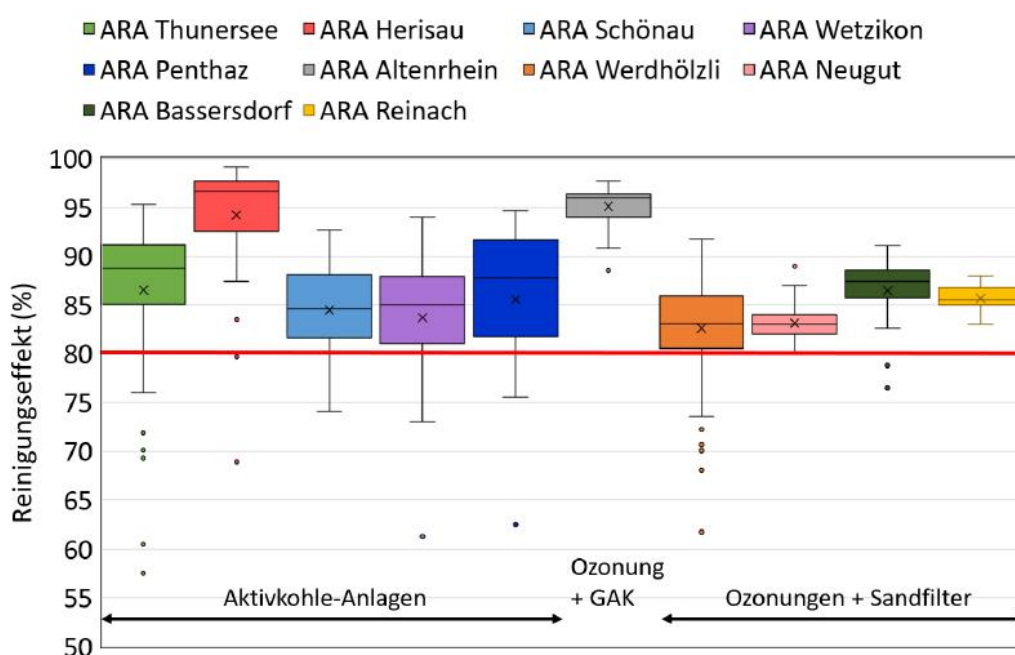
Renselanlæg	Type af anlæg	Delstrøm/fuldstrøm
Thunersee	PAK + sedimentering + SF	Delstrøm
Herisau	PAK + sedimentering + SF	Delstrøm
Schönau	PAK+SF	Fuldstrøm
Wetzikon	PAK i biologi	Fuldstrøm
Penthaz	Fluidiseret GAK	Delstrøm
Altenrhein	Ozonering + GAK	Delstrøm
Werdhölzli	Ozonering + SF	Fuldstrøm
Neugut	Ozonering + SF	Fuldstrøm
Bassersdorf	Ozonering + SF	Fuldstrøm
Reinach	Ozonering + SF	Fuldstrøm



Som det fremgår af Figur 12, overholdes de gældende krav om 80 % reduktion af indikatorstoffer for Schweiz (se afsnit 4.1), og i flere tilfælde opnås en reduktion langt over de 80 %. På to renseanlæg ARA Herisau og ARA Altenrhein er der opnået en renseeffektivitet på omkring 95 %. På ARA Altenrhein anvendes en kombination af ozonering og GAK. Renseanlægget ARA Herisau har strengere udledningskrav på grund af industrielle påvirkninger, hvilket har ført til øget forbrug af PAK.

Der er dog tilfælde, hvor effektiviteten falder til under 80 %, hvilket har foranlediget supplerende målinger og tekniske ændringer af en ozonreaktor på et renseanlæg. Driftsmæssige udfordringer, forekommer især under regnvejr, hvor effektiviteten kan falde til under de krævede 80 %.

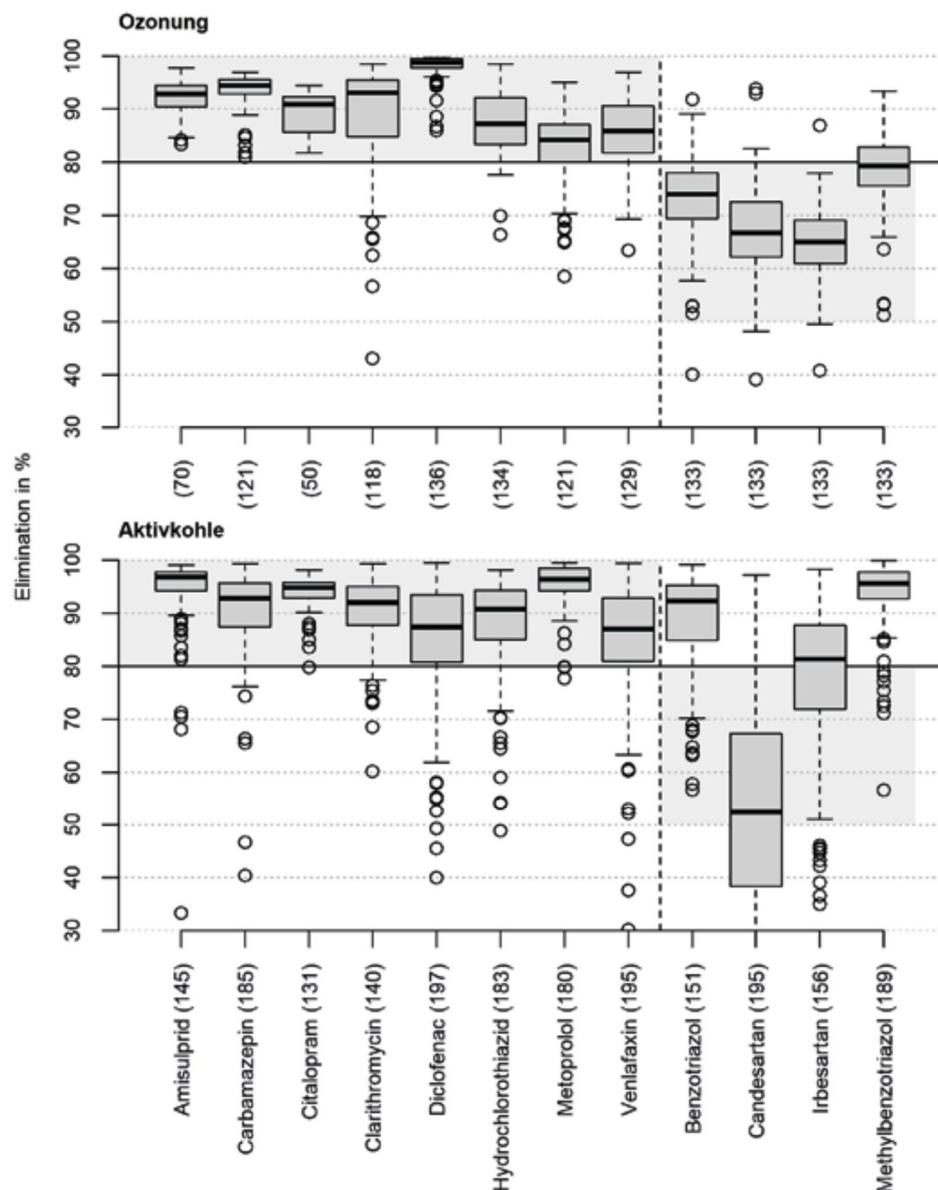
Endelig varierer effektiviteten af forskellige aktivt kul-produkter, og skift af produkter kræver en ny vurdering af den optimale dosering under forskellige driftsbetingelser.



Figur 12. Resultater for renseeffekten for 10 renseanlæg i Schweiz baseret på en beregning af middelreduktionen af 12 indikatorstoffer (den schweiziske model). Box = interval mellem 25 %- og 75 %-kvartilen (indeholder 50 % af værdierne), vandret linje i boksen = median, kryds = middel (Wunderlin et al., 2024a).

Figur 13 viser reduktionen af (de samme) 12 indikatorstoffer på renseanlæg, der anvender enten ozonering eller PAK-teknologier (bemærk, kun PAK og ikke GAK) (Wunderlin et al., 2024b). Data er indsamlet over lang tid af myndighederne i hhv. Zürich (op til 364 målinger pr. stof på 20 renseanlæg i perioden 2016-2022) og Waadt (op til 1.123 målinger pr. stof på 38 renseanlæg i perioden 2014-2022). 4 stoffer er klassificeret til at opnå "god reduktion", og 8 stoffer er klassificeret til at opnå "meget god reduktion". Resultaterne er baseret på data fra flere anlæg på tværs af Schweiz. Figuren viser, at der generelt opnås høje renseeffektiviteter med begge teknologier for de stoffer, der er klassificeret som stoffer med "meget god reduktion". Her overstiger renseeffektiviteten typisk 80 %, og for stoffet diclofenac opnås 99 % reduktion ved ozonering.

For de fire stoffer, der er klassificeret som "god reduktion", opnås ikke 80 % reduktion med ozonering, men for tre af stofferne opnås mere end 80 % reduktion med PAK.

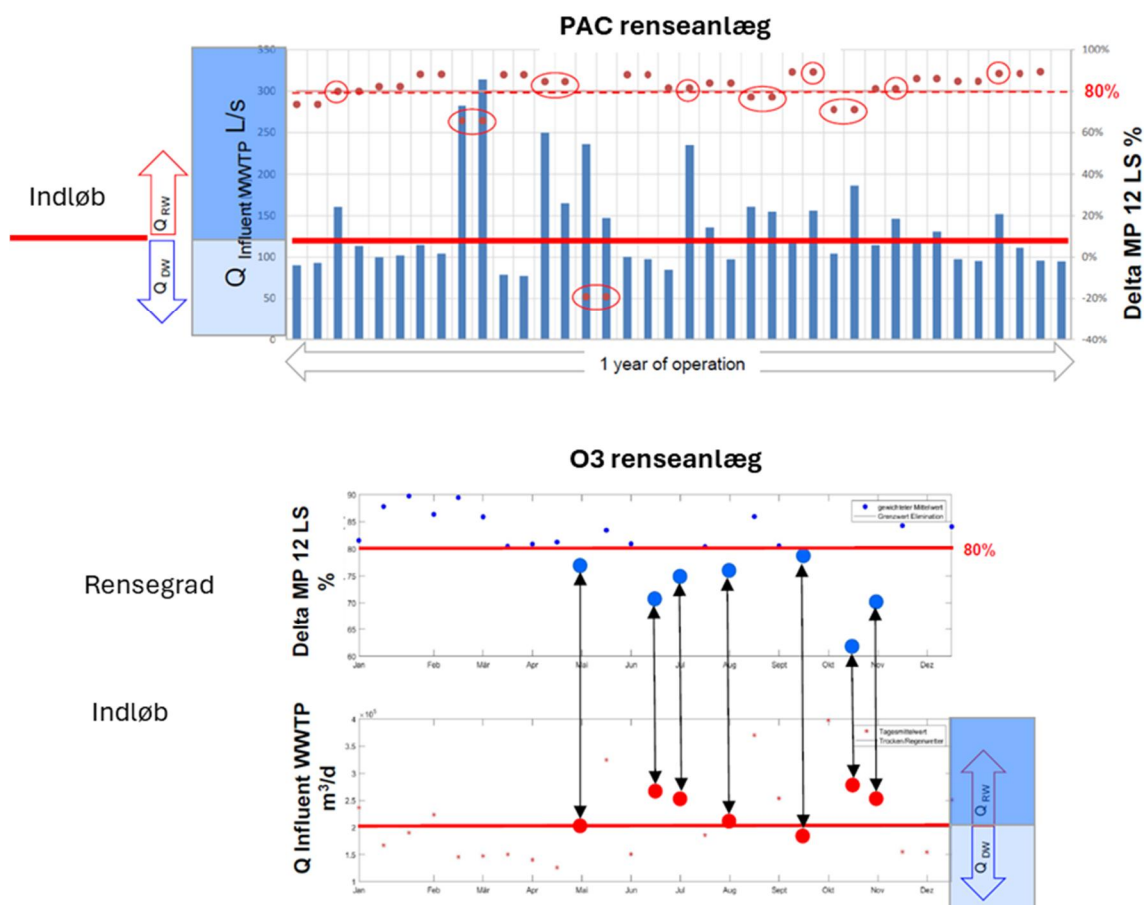


Figur 13. Rensegrader (i %) af de 12 indikatorstoffer i den Schweiziske model fra renseanlæg med ozonering (øverst) og PAK (nederst). Stofferne er opdelt i "meget god reduktion" (de 8 stoffer til venstre) og "god reduktion" (de 4 stoffer til højre). Den sorte linje markerer 80 % reduktion. For hvert stof indikerer den tykke, sorte linje medianværdien, boksene indikerer hhv. 25 %- og 75 %-percentilerne, barrierne viser minimums- og maksimumsværdierne, og cirkler viser afvigende punkter (Wunderlin et al., 2024b).

Renseanlæg med et 4. rensetrin i Schweiz er forpligtet til at opretholde en reduktion på 80 % under alle vejrforhold. Dog fremhæver en undersøgelse fra operatører flere udfordringer med at opfylde dette mål. Under regnvejrshændelser kan høje koncentrationer af nitrit eller DOC i det 4. rensetrin skabe udfordringer med styringen af ozonanlægget, da udsving i spildevandets sammensætning gør det vanskeligt at kontrollere med online UV-sensorer. Øget indløbsflow under regnvejrshændelser reducerer desuden opholdstiden i det 4. rensetrin, hvilket øger risikoen for kortslutning i ozontanken eller utilstrækkelig kontakttid til adsorption af MFS i aktivt kul-filteret.

Endelig kan koncentrationerne af MFS variere betydeligt under regnvejrshændelser. Dette illustreres i Figur 14, som viser data for reduktion af MFS over et år fra et ozonanlæg på Zürich renseanlæg og et PAK-anlæg ved Flos renseanlæg (Böhler, 2024). Under regnvejrshændelser falder MFS-

koncentrationerne hurtigt på grund af fortynding, men vender gradvist tilbage til normale niveauer, når regnen stopper. Ofte observeres der præstationssvigt (< 80 % rensegrad) under regnvejrshændelser. Flere strategier bliver undersøgt i Schweiz for at minimere påvirkningen af regn på rensegraden. Overordnet set har kombinerede renseprocesser (f.eks. ozon efterfulgt af granulært aktivt kul, O<sub>3</sub>+GAK) vist sig at være den bedste løsning til at sikre overholdelse af udledningskrav under våde vejrforhold (Böhler, 2024).



Figur 14. Indløb og rensegrad i det 4. rensetrin på to renseanlæg i Schweiz (PAK-renseanlæg i Flo og O3-renseanlæg i Zürich). Data viser variationen i rensegrad under regnvejrshændelser (Böhler, 2024).

## 8.2 Omkostninger

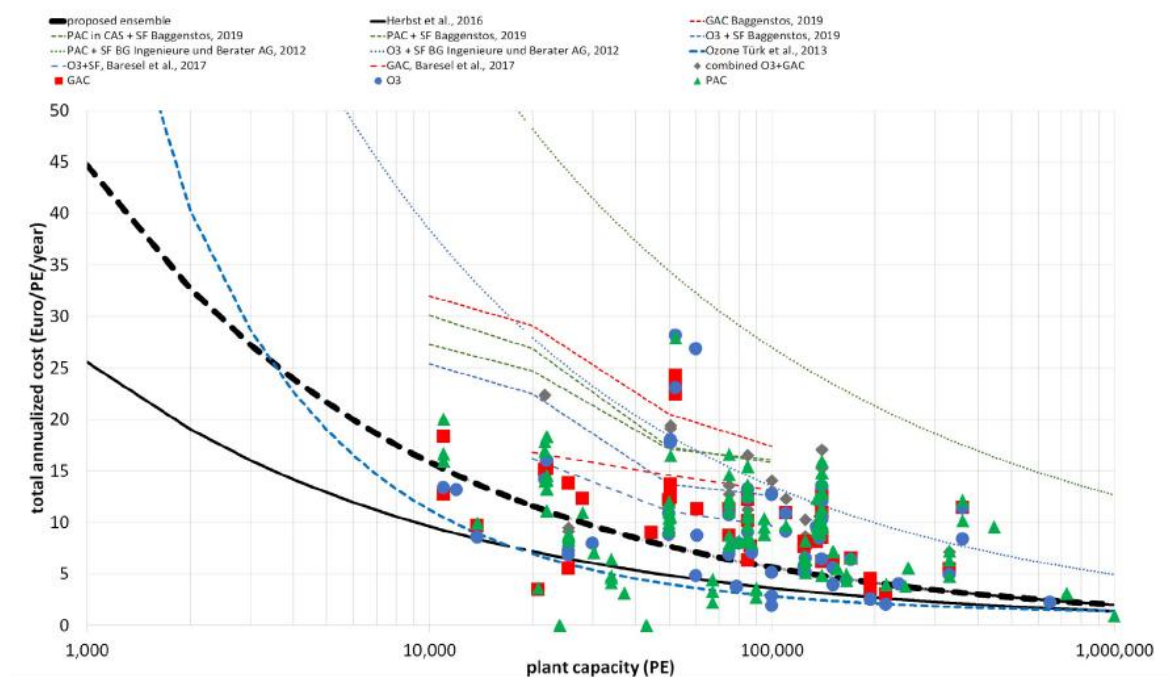
Omkostningerne ved 4. rensetrin kan opdeles i anlægsomkostninger (CAPEX) og driftsomkostninger (OPEX) eller som summen af alle omkostninger over en årrække (TOTEX). CAPEX dækker omkostninger til køb af jord, jordforberedelse, byggeri, maskinudstyr og renter, mens OPEX omfatter omkostninger til driften, f.eks. flydende ilt, aktivt kul, energiforbrug og vedligeholdelse af udstyr. At sammenligne omkostningerne ved eksisterende projekter er meget vanskeligt, og risikoen ligger i at sammenligne tal, der ikke er direkte sammenlignelige. Omkostningerne påvirkes af mange faktorer, herunder af stedsspecifikke betingelser (CWPharma, 2020):

- Forholdene på stedet (tilgængelig plads, jordbundsforhold, byggeri over/under jordoverfladen)
- Sammensætning af spildevandet (f.eks. koncentrationen af DOC, nitrit)

- Allerede tilgængeligt udstyr/konstruktioner (f.eks. filtre, der kan genbruges til efterpolering)
- Om behandlingen omfatter hele strømmen eller en delstrøm
- Om der kræves ekstra pumpning.

Desuden viser litteraturgennemgangen forskellige tilgange til præsentation af omkostningstal, fra PE til m<sup>3</sup> normaliseret, samlede NPV (OPEX og CAPEX inkl. geninvesteringer) og med forskellige systemgrænser.

Det mest omfattende arbejde vedrørende samlede omkostninger for implementering og drift af 4. renseanlæg kan findes i Pistocchi et al. (2022). Her er der foretaget en gennemgang af alle tilgængelige omkostningsfunktioner for 4. rensetrin i forskellige europæiske sammenhænge, se Figur 15. I dette arbejde er det muligt at sammenligne omkostningerne for de forskellige anvendte teknologier. Bemærk, at omkostningerne her inkluderer både CAPEX og OPEX samt afskrivninger på bygningsmæssige, mekaniske og elektriske arbejder (henholdsvis 30, 15 og 10 år).



Figur 15. Sammenligning af totalomkostninger i euro/PE/år som funktion af anlægsstørrelse (Pistocchi et al, 2022).

Som det kan ses af figuren, er der meget store variationer, både ift. i hvilke lande anlæggene er implementeret, og imellem teknologier. Selv mellem anlæg med samme teknologi i samme land kan der være meget stor forskel i totaløkonomi.

Der er udført en række omkostningsfunktioner (linjerne i figuren), hvor den tykke, stiplede linje er den samlede omkostningsfunktion for alle studierne. Hvis der skal drages nogle helt overordnede konklusioner fra figuren (omend med undtagelser), kan det fremhæves, at de højeste omkostninger generelt er forbundet med GAK-anlæg efterfulgt af PAK, og at ozonering generelt er billigst.

Pistocchi et al. (2022) har også udført sammenligningsstudier mellem O3, GAK, PAK og O3+GAK, hvor forskellige designantagelser (forskellige O3-doser og PAK-doser) blev sammenlignet baseret på den europæiske erfaring.

En af de nyeste rapporter, der analyserer og sammenligner forskellige teknologier til reduktion af MFS, er fra et stort hollandsk studie (STOWA, 2024). STOWA-projektet var et femårigt forskningsinitiativ gennemført i Nederlandene mellem 2019 og 2023. Fokus var på at evaluere 15 innovative teknologier til reduktion af MFS sammen med tre referenceteknologier (ozon, PAK og GAK). Undersøgelsen omfattende og indeholder både reelle implementeringsprojekter og pilotprojekter.

I Tabel 7 ses en opsamling af data fra de vigtigste undersøgelser ift. omkostninger relateret til 4. rensetrin, herunder det hollandsk studie.

Tabel 7. OPEX og TOTEX-værdier for en række af de vigtigste studier anvendt i dette projekt. Alle værdier er beregnet ift. et renseanlæg på 100.000 PE. \*O3-scenarie med 0,4-0,6 mg O<sub>3</sub>/mg DOC; \*\*PAK-scenarie med PAK efter sekundær behandling. \*\*\*PAK i STOWA 2024 er efterfulgt af stoffilter.

	OPEX (DKK/m <sup>3</sup> )				TOTEX (DKK/m <sup>3</sup> ) 100.000 PE			
	O3	O3+GAK	GAK	PAK	O3	O3+GAK	GAK	PAK
Baresel et al., 2017					0,13	0,32	0,38	0,36
Miljøstyrelsen, 2021	0,3-0,35		0,2-0,7	0,4-1,6				
Pistocchi et al., 2022					0,33*	0,69	0,59	0,46**
STOWA 2024	0,18	0,51-0,77	0,98	0,82-1,21	0,52	1,27-1,94	1,64	1,27-1,86***

Det skal bemærkes, at alle værdier bør være nogenlunde sammenlignelige, men der henstilles til stor påpasselighed ved anvendelse af værdierne. For det første er nogle af værdierne allerede af ældre dato - meget er sket siden 2016 ift. omkostninger. For det andet er der foretaget forskellige antagelser i de forskellige studier. Værdierne kan anvendes som rettesnor og til direkte sammenligning imellem teknologierne.

Det er vigtigt at bemærke, at:

- O3-løsningen og PAK-løsningerne i Baresel et al. (2017), Miljøstyrelsen (2021) og STOWA 2024 blev estimeret uden sandfilter som efterpolering.
- Baresel et al. (2017) er baseret på en anden antagelse om m<sup>3</sup> per PE sammenlignet med denne undersøgelse (150 m<sup>3</sup>/PE/år, hvilket svarer til ca. 400 L/d/PE, sammenlignet med 204 L/d/PE i denne undersøgelse). Dette medfører generelt lavere priser per m<sup>3</sup>. TOTEX i Baresel et al. (2017) er beregnet over 20 år.
- STOWA-rapporten er baseret på en antagelse om 150 L/PE/d, hvilket er lavere end antaget i projektet. Dette vil resultere i generelt højere priser, når værdierne fra denne undersøgelse sammenlignes med de øvrige undersøgelser. For STOWA 2024 beregnes omkostningerne årligt (det er uklart, hvor mange år TOTEX er beregnet over).
- Pistocchi et al. (2022) er baseret på 200 L/d/PE, hvilket er tilsvarende denne rapport, og TOTEX er beregnet over 20 år med en diskonteringsrate på 3 % for investeringer.

Sammenligning af totalomkostninger for de forskellige studier viser tydelige tendenser på tværs af teknologierne O3, O3+GAK, GAK og PAK. I alle studierne har O3 den laveste totalomkostning, hvilket indikerer, at det er den mest omkostningseffektive løsning. I Baresel et al. (2017) er totalomkostningen for O3 markant lavere end i Pistocchi et al. (2022) og STOWA 2024. Dette skyldes forskelle i antagelsen af PE/m<sup>3</sup> samt de relativt ældre prisestimater fra 2017.

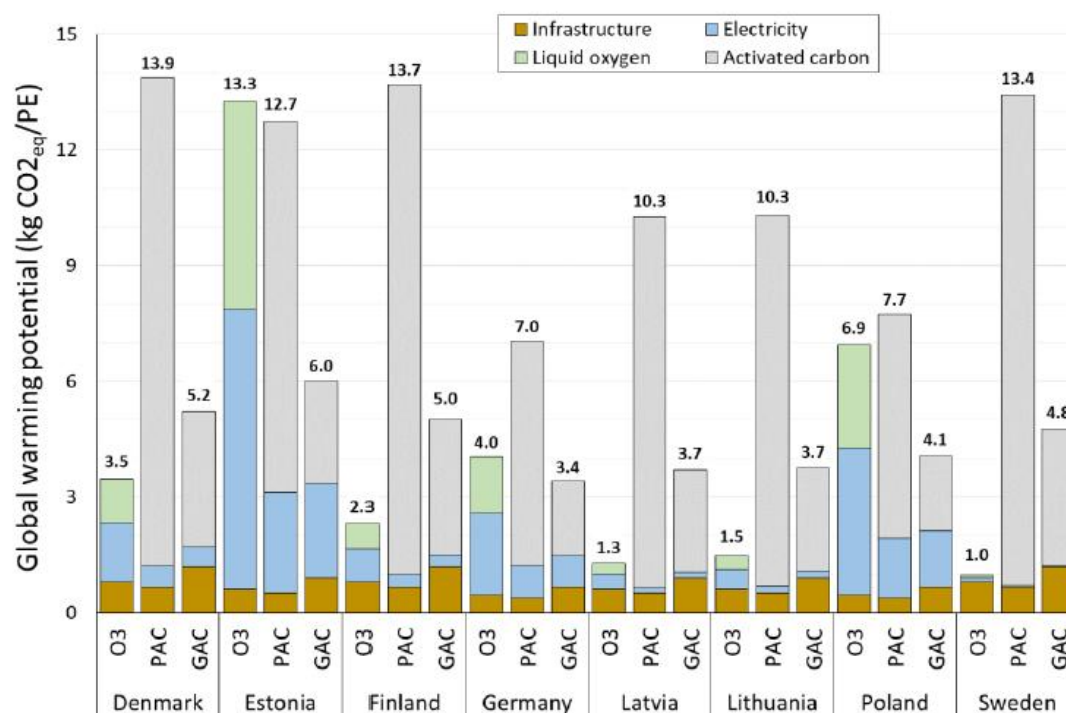
O3+GAK har høje totalomkostninger både i Pistocchi et al. (2022) og STOWA 2024 (med visse prisvariationer). Den markante stigning for GAK-løsningen, som observeres i STOWA 2024, tyder på, at nyere

evalueringer tager højde for højere drifts- og anlægsomkostninger for GAK, sandsynligvis på grund af opdaterede designantagelser eller strengere krav til ydeevne.

PAK viser en kosttendens i lighed med GAK med relativt høje totalomkostninger i alle studier. Den generelle tendens viser, at O3 forbliver den mest omkostningseffektive løsning på tværs af studierne, mens kombinerede teknologier som O3+GAK samt selvstændige GAK- eller PAK-løsninger har væsentligt højere totalomkostninger. Forskellene mellem studierne tyder på, at designantagelser, prisjusteringer og regionale variationer spiller en væsentlig rolle i de beregnede omkostninger, hvor nyere studier rapporterer højere omkostninger, som følge af mere konservative antagelser.

### 8.3 Klimabelastning

I Tyskland og Schweiz er der begrænset information om klimabelastning fra implementering af 4. rensetrin. CWPharma-projektet (CWPharma, 2020) har vurderet klimabelastningen for ozonering, PAK- og GAK-anlæg baseret på data fra databasen "Urban Waste Water Directive" (EEA, 2019). CO<sub>2</sub>-aftrykket påvirkes af infrastruktur, elproduktion og produktionen af flydende ilt (LOX) og aktivt kul. Figur 16 viser variationer af klimabelastningen (i kg CO<sub>2</sub>-ækv./PE) i forskellige lande og ved forskellige teknologier.



Figur 16. Klimabelastning (i kg CO<sub>2</sub>-ækv./PE) i forskellige lande omkring Østersøen samt forskellige teknologier (ozonering, PAK og GAK) (CWPharma 2020).

Ved ozonering er CO<sub>2</sub>-aftrykket primært forbundet med forbrug af strøm og flydende ilt, mens CO<sub>2</sub>-aftrykket ved anvendelse af aktivt kul påvirkes af indkommende DOC-belastning, PAK-dosering og udskiftningsfrekvens af GAK. Variationer imellem lande skyldes bl.a., at der er stor forskel på emissionsfaktorer på elproduktion (andel af grøn strøm varierer). F.eks. er emissionsfaktoren på el meget lav i Sverige grundet den store andel af vandkraft.

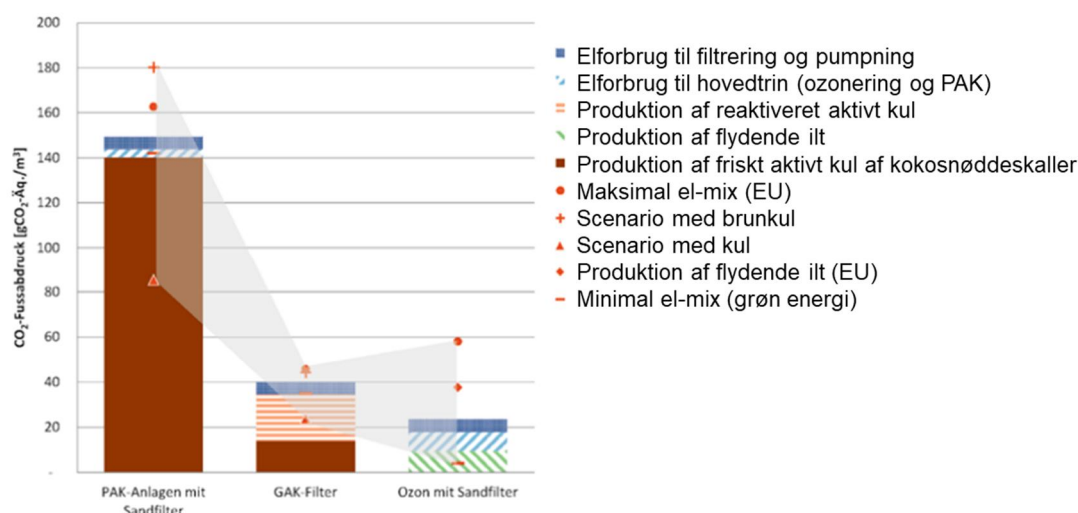


I Schweiz er der udført undersøgelser med udgangspunkt i pilotprojekter, fuldskalaanlæg og forskellige litteraturstudier til at beregne miljøpåvirkningen fra forskellige teknologier (Meier, 2020). I Figur 17 sammenlignes CO<sub>2</sub>-aftrykket for forskellige teknologier for et teoretisk renseanlæg i Schweiz. Figuren viser, at der er fuld overensstemmelse med undersøgelsen i CWPharma-projektet (Figur 16).

Det skal nævnes, at emissionsfaktorerne for især elforbrug reduceres kraftigt år for år i takt med omstilling af elsektoren til mere grøn energi. Det forventes også, at emissionsfaktorer på bl.a. aktivt kul og flydende ilt vil blive reduceret, da de er meget afhængige af energikilde.

Også denne undersøgelse viser, at ozonering har det laveste CO<sub>2</sub>-aftryk, GAK har et moderat CO<sub>2</sub>-aftryk, lavere end PAK, fordi GAK kan regenereres og derfor kræver færre råmaterialer. PAK har det højeste CO<sub>2</sub>-aftryk, hovedsageligt på grund af det konstante behov for produktion af nyt aktivt kul.

Undersøgelsen understreger vigtigheden af at overveje de råmaterialer og energikilder, der anvendes i hver proces. For eksempel kan brugen af fornybare råmaterialer til aktivt kul (f.eks. kul af kokosnøddeskaller) eller grøn elektricitet til ozonproduktion reducere CO<sub>2</sub>-aftrykket betydeligt.



Figur 17. Sammenligning af CO<sub>2</sub>-aftrykket af PAK, GAK og ozon+SF for et schweizisk modelrenseanlæg, baseret på data fra pilotanlæg, fuldskalaanlæg og litteraturværdier (Meier, 2020).

## 8.4 Onlinemålere

På de danske renseanlæg bruges onlinemålere i stor grad til at automatisere og optimere driften af de forskellige processer. Disse onlinemålere giver signal om hvad koncentrationerne er, af f.eks. forskellige kvælstof- og fosforforbindelser der ønskes fjernet fra spildevandet. Herved kan driften af anlægget optimeres, og man har god sikkerhed for hvad udløbskoncentrationerne er fra renseanlægget. Med MFS er det ikke muligt at have en onlinemåler der kan måle koncentrationerne og give reeltids feedback. Da MFS er en meget forskelligartet gruppe af stoffer, med mange tusinde mulige kemiske strukturer, er det ikke muligt at lave en onlinemåler der kan give en koncentrationsoutput til reeltidsstyring af 4. rensetrin. Det er dog muligt at lave en indikationsmåling der kan give en vis sikkerhed for hvilke reduktionsgrader der opnås gennem processen. Dette gøres med UVA254 sensorer. Dette gøres ved at spildevandet føres gennem sensorens måleområde, hvis sensorerne udsender lys med bølglængden 254 nm. På den ene side af måleområdet udsendes lyset, hvorefter det passerer gennem spildevandet, og på den anden side af måleområdet måles absorptionen af lyset. Bølglængde 254 nm ligger i UV område, og det særlige ved lys ved denne bølglængde er at det absorberes af organiske aromatiske ringe samt dobbeltbindinger i kulstofkæder. Disse kemiske strukturer går igen i

langt de fleste lægemidler, da disse er kendetegnet ved, oftest at være komplekse organiske molekyler.

Når anlægget sættes i drift, udføres der normalt en undersøgelse for at fastlægge en sammenhæng mellem koncentrationen af de forskellige MFS, der skal behandles, og UV-absorptionen ved 254 nm (indirekte målinger af DOC). Denne sammenhæng vil gøre det muligt at identificere en måleværdi, der skal opnås for at sikre overholdelse af kravene til udledninger.

Hvis absorptionen for UVA254 derfor måles på ind- og udløbsvandet til 4. rensetrin, kan man få en indirekte måling for hvor mange aromatiske ringe og dobbeltbindinger der fjernes i spildevandet. Absorptionen vil falde fra indløbet til udløbet da de kemiske molekyler enten nedbrydes eller adsorberes i renseprocessen og derfor er fjernet fra udløbet. Det kræver dog at der laves analyser af spildevandet for miljøfremmede stoffer, da faldet i absorption vil være individuelt fra renseanlæg til renseanlæg. Brugen af sensoren kræver derfor at man drifter 4. rensetrin ved forskellige indstillinger og måler hvordan absorptionen ændres. Dette holdes så sammen med analyser af spildevandet fra denne periode, så der fås faktiske tal for reduktionen af miljøfremmede stoffer. Absorptionen i spildevandet vil være stærkt individuelt fra renseanlæg til renseanlæg, da spildevandets kemiske sammensætning kan være forskellige. Det kræver derfor en indkøringsperiode med sensoren for at kunne sammenholde faldet i absorption med reduktionen af miljøfremmede stoffer. Når der efter noget tid er indsamlet et vidensgrundlag er det dog muligt ret præcist at sammenholde absorptionen med reduktionen af miljøfremmede stoffer. Og herved kan UVA254 målingerne bruges som et indirekte mål for hvor effektiv rensning for miljøfremmede stoffer man har igennem 4. rensetrin.

## 9. Forudsætninger for scenarier med 4. rensetrin

Dette afsnit har til formål at præsentere de forudsætninger og antagelser, der er valgt forud for opstilling af scenarier for implementering af 4. rensetrin på danske rensaanlæg. Designparametre for det 4. rensetrin fra Schweiz og Tyskland er anvendt til beregning af scenarierne i kombination med Envidans erfaring fra igangværende projekter. De væsentligste designparametre er fremhævet i nedenstående afsnit, mens selve scenarierne er beskrevet i afsnit 0, og resultaterne er vist i afsnit 11.

### 9.1 Hydraulisk og stofmæssig belastning

Den hydrauliske belastning af det 4. rensetrin er en af de mest afgørende designparametre, da både CAPEX (anlægsomkostninger) og OPEX (driftsomkostninger) i høj grad afhænger af mængden af spildevand, der skal behandles. Betydelige besparelser kan opnås, hvis det 4. rensetrin designes til for eksempel tørvejr-peak-flow frem for den hydrauliske belastning ved regnvejrflow. Spørgsmålet er så, om de gældende myndighedskrav i givet fald kan overholdes.

I henhold til EU's reviderede byspildevandsdirektiv skal det 4. rensetrin sikre reduktion af 80 % af 6 stoffer, udvalgt fra en liste med 12 indikatorstoffer, under tørvejrforhold. Dette adskiller sig fra den schweiziske tilgang, hvor 80 % reduktion skal opnås ved enhver prøveudtagning, uanset om det er under tørvejr eller regnvejr.

For optimal dimensionering af det 4. rensetrin er det essentielt først at vurdere den hydrauliske belastning, f.eks. ud fra et procentfraktil-diagram over indkommende spildevand. Designflowet for det 4. rensetrin bør vurderes nøje fra sag til sag, da faktorer som indløbsbypass, tilgængelige bufferkapaciteter og de overordnede krav til MFS i høj grad påvirker valget af designflow.

I Danmark er der i øjeblikket planer om et 4. rensetrin på en række rensaanlæg, herunder et anlæg med ozon+sandfilter på Egå Rensaanlæg og et ozon+GAK på HCR Syd 2.0. I begge tilfælde blev et maksimalt flow ( $Q_{max}$ ), svarende til flowet ved i hvert fald 97 %-fraktilen, anvendt som designgrundlag for 4. rensetrin.

Til design af forskellige scenarier og teknologier i denne rapport er anvendt et middelflow på 204 L/dag per PE. Denne værdi er beregnet ved hjælp af data for husholdningers vandforbrug (L/dag) fra DANVA's Vand-i-tal for 2023 (DANVA, 2023) sammen med den gennemsnitlige tilløbsfaktor, som tager højde for det samlede vandtilløb til rensaanlægget (vandforbrug + regnvand). En reduktionsfaktor på 10 % blev anvendt for at tage højde for eventuelle overløb, hvorefter et middelflow er fastlagt, se Tabel 8.

Koncentrationen af opløst organisk kulstof (DOC) i tilløbet til 4. rensetrin er en anden vigtig designparameter, da forbruget af ozon, GAK og PAK direkte påvirkes af mængden af organisk kulstof i spildevandet. I Danmark er DOC-koncentrationerne typisk højere ( $>10$  mg/L) sammenlignet med Schweiz og Tyskland, hvor niveauerne ligger mellem 5-8 mg/L. Koncentrationen af nitrit i spildevandet påvirker ligeledes behovet for dosering af ozon. I forbindelse med beregningerne af driftsomkostninger i scenarierne er der derfor foretaget antagelser omkring indholdet af disse to stoffer, se Tabel 8.

Selvom høje koncentrationer af suspenderet stof (TSS) kan påvirke det 4. rensetrin i nogen grad, er der ingen direkte indvirkning af denne parameter i beregningen af dette scenarie. En TSS-koncentration på mindre end 11 mg/L er antaget i tilløbet til det 4. rensetrin.

Det er desuden antaget, at bromidkoncentrationen i indløbet til rensaanlæggene er på et niveau, som ikke medfører problematiske koncentrationer af bromat efter ozonering af spildevandet ( $<0.4$  µg/l). Dette skal selvsagt undersøges for det enkelte rensaanlæg. Kalundborg Forsyning har været projekt-ejer på et projekt om bromatdannelse ifm. ozonering. I den specifikke case for Kalundborg Centralrensaanlæg blev nogle ledninger tætnet, hvorved indtrængen af havvand til spildevandssystemet blev reduceret. Dette bevirkede, at bromidkoncentrationen til rensaanlægget blev reduceret, og dermed

blev broamtdannelse et mindre problem end tidligere. Derudover blev der udført en række økotoxikologiske test på nogle vandlevende organismer, hvilket medførte, at risikoprofilen for bromat blev reduceret med en faktor 10. Dette betyder, at PNEC-værdien kunne øges med en faktor 10, hvorved der altså i princippet kan udledes 10 gange mere bromat til recipienten ift. den tidligere situation. Dermed anses bromat ikke som lige så kritisk ifm. design af 4. rensesettrin, som før dette projekt blev publiceret (DANVA, 2024).

Tabel 8: Forudsætninger for hydraulisk og stofmæssige belastning af 4. rensesettrin.

Parameter	Enhed	Antal	Kilde
Vandforbruget i husholdningerne (L/d)	L/d/PE	108	DANVA, 2023
Tilløbsfaktor	-	2,1	DANVA, 2023
Reduktionsfaktor overløb/optimering	-	0,1	Antagelse
Qmiddel til 4. rensesettrin	L/d/PE	204	Beregnet
Peak-faktor, Q <sub>max</sub>	-	2	Antagelse
Opløst organisk kulstof, DOC	mg/l	<11	Antagelse
Nitrit, NO <sub>2</sub> -N	mg/l	<0,2	Antagelse
Bromid	µg/l	<0,4	Antagelse
TSS	mg/l	<10	Antagelse
Temperatur	C	10-20	Antagelse

## 9.2 Rensegrad

Som vist i afsnit 8.1, har hver teknologi forskellige potentialer for reduktion af MFS. Kravet til rensesgrad for MFS er en afgørende faktor ved design af 4. rensesettrin, idet kravet påvirker doseringen af ozon og PAK samt GAK-filtrervolumen, hvilket har stor indflydelse på både CAPEX og OPEX i scenarieberegningerne.

Som nævnt i afsnit 4.4 er koncentrationsbaserede grænseværdier (miljøkvalitetskrav) inkluderet i nye Udledningstilladelser til 4 rensesettrin i Danmark.

Tabel 9 viser den potentielle reduktion af disse MFS med O<sub>3</sub>, GAK og PAK. Sammenlignet med de schweiziske krav, som er baseret på rensesgrad (f.eks. 80 %), er det sandsynligt, at overholdelse af de miljøkvalitetskrav, der forventes i de kommende danske udledningstilladelser, vil kræve en højere rensesgrad.

I scenarieberegningerne er der foretaget en række antagelser med henblik på at beregne den nødvendige dosering af ozon og forbruget af aktivt kul (PAK og GAK) for at opnå reduktion af de nævnte MFS. Samlet set blev der anvendt en konservativ tilgang i alle 12 scenarier med hensyn til forbruget af ozon, GAK og PAK sammenlignet med de designparametre, der anvendes i Schweiz og Tyskland.

Tabel 9. Potentiel reduktion af MFS inkluderet i udledningstilladelser ved 4 renselanlæg i Danmark med ozon, GAK og PAK.

Stof	Type	GAK	O3	PAK	Kilde
Amisulprid	Psykofarmakum	>90 %	>90 %		CWPharma, 2020; VSA, 2024
Atorvastatin	Kolesterol	>90 %	>90 %		Borikar, 2015 (O3); Sulaiman, 2015 (GAK)
Azithromycin	Antibiotikum	85-98 %	74-85 %	69->90 %	Baresel, 2017; Miljøstyrelsen 2021, Margot et al., 2013.
Candesartan	Blodtryk	30-70 %	65-90 %		VSA, 2024; CWPharma, 2020
Carbamazepin	Epilepsi	30-98 %	>90 %	>90 %	Miljøstyrelsen, 2021; DWA (2020); CWPharma, 2020, Baresel et al., 2017
Citalopram	Antidepressiv	>90 %	>90 %		CWPharma 2020; VSA, 2024
Clarithromycin	Antibiotikum	30-98 %	>90 %		CWPharma 2020, Stand 2016, (DWA 2020); Miljøstyrelsen, 2021
Diclofenac	Smerte og gigt	76-98 %	>90 %	64->90 %	CWPharma 2020; Stand, 2016, DWA (2020); Miljøstyrelsen, VSA, 2024
Erythromycin	Antibiotikum	85-98 %	30-85 %	69->90 %	Baresel et al., 2017; Miljøstyrelsen, 2021
Gemfibrozil	Kolesterol	>90 %	>90 %	>76 %	Gutiérrez et al. 2021; Margot et al. 2013
Propranolol	Blodtryk	Good	Good	Good	Baresel et al., 2017
Roxithromycin	Antibiotikum	Good	Good		Torresi et al., 2017; Tambosi et al., 2009
Sulfamethoxazol	Antibiotikum	30-98 %	>85 %	69->90 %	CWPharma, 2020; DWA (2020); Miljøstyrelsen, 2021; Margot et al. 2014
Venlafloxin	Antidepressiv	>90 %	75-90 %	0,46 %	Magot et al 2013 2013; VSA, 2024
Mycophenolic acid	Immundæmpende	>80 %	<60 %		Gutiérrez et al. 2021; Gouveia et al. 2023
Tramadol	Smertestillende	>70 %	>70 %		CWPharma, 2020
Sertralin	Antidepressiv	80 %	60 %	>60 %	Baresel et al., 2017
17β-østradiol	Hormonforstyrrende	96-98 %	>87 %	>90 %	Baresel et al., 2017; Miljøstyrelsen, 2021
Estron	Steroid	>90 %	>90 %	>90 %	Gutiérrez et al., 2021

### 9.3 CAPEX

Den samlede værdi for CAPEX er estimeret ud fra summen af anlægsomkostninger, dvs. byggeomkostninger (BYG), mekaniske omkostninger (ME) og elektriske omkostninger (EL) plus:

- Uforudsete Udgifter: 15 %
- Konsulentgebyrer: 20 %
- Byggepladsomkostninger: 10 %.

De antagelser, der er gjort på tværs af alle scenarier for anlægsomkostninger (CAPEX), fremgår af de efterfølgende underafsnit.

### 9.3.1 Bygningsomkostninger (BYG)

- **Tilgængelighed af jord:** Der er jord til rådighed på renseanlægget til opførelse af det 4. rensetrin, dvs. ingen omkostninger til jordkøb.
- **Pumpestation:** En pumpestation fra sekundært/tertiært trin til 4. rensetrin er generelt nødvendig, men er ikke inkluderet i disse scenarier på grund af variation ift. stedsspecifikke forhold (f.eks. pumpehøjde og afstand).
- **Betonkonstruktion:** Alle strukturer til 4. rensetrin (f.eks. ozon-kontakttanke, GAK- og sandfilterstrukturer, skyllevandstanke og PAK-koagulationstank) antages at være konstrueret i armeret beton (direkte funderet på sand). Mekanisk udstyr (f.eks. ozongenerator, kølesystem, ozondestruktor, blæsere, tilbageskylningspumper og PAK-doseringssystem) placeres i et nyt maskinrum. Byggeomkostninger inkluderer også muldafrømning, udgravning. Ikke inkluderet i byggeomkostninger er rydning af beplantning, specialfundamenter (f.eks. pælefundering), grundvandssænkning, belægningsarbejde, hegn og porte.

Overordnet set er der antaget en enkel (men realistisk) opbygning af det 4. rensetrin, hvor hovedkomponenterne (ozontanke, GAK- og sandfiltre samt PAK-koagulationstank) er placeret udendørs, og kun det mekaniske udstyr er i en bygning. Valget af opbygning for det 4. rensetrin er meget projektspecifikt og har stor indflydelse på de samlede anlægsomkostninger. Hvis der vælges en løsning med alle tanke placeret indendørs eller andre løsninger med mere avancerede bygninger, vil investeringsomkostningen naturligvis blive højere.

- **Intern omkobling (rørføring):** En forenklet intern omkobling inden for det 4. rensetrin er inkluderet i omkostningerne. Omkobling til eksterne leverandører af flydende ilt (LOX) til ozonsystemet og PAK-siloer til PAK-systemet er dog ikke inkluderet.
- **Redundansdesign:** For alle scenarier med filtre antages der N+1-redundans for sand- eller GAC-filtre, så et filter kan være offline, mens designkravene stadig opretholdes.
- **Filterareal:** Sand- og GAK-filtre antages at dække 68 m<sup>2</sup> pr. filter i alle scenarier og for alle renseanlægsstørrelser (50.000 PE, 100.000 PE og 300.000 PE). I PAK-scenarierne er det antaget, at hvert filter er 57 m<sup>2</sup>. Disse antagelser forenkler sammenligningen af scenarier, da hovedvariationen mellem scenarierne er antallet af filtre. Bemærk, at et filterareal på 68 m<sup>2</sup> kan være optimalt for større anlæg (100.000 og 300.000 PE), og et mindre filterareal kan være optimalt for mindre anlæg.
- **Skyllevandtankene:** Hvert scenarie inkluderer to tanke til tilbageskylning af sand- eller GAK-filtrene (en til rent vand og en til vaskevand). Valg af filterareal og tilbageskylningsdrift påvirker designet af disse tanke. Bemærk, at yderligere optimering af tankvolumen og byggeomkostninger er mulig.

### 9.3.2 Mekaniske omkostninger (ME)

- **Redundansstrategi:** Der blev antaget et vist niveau af redundans for ozongeneratoren, hvor mindre renseanlæg har højere redundans for at tage højde for den mindre bufferkapacitet i hele anlægget i forhold til det 4. rensetrin. 100 % redundans blev antaget for alle øvrige mekaniske komponenter såsom O3-kølesystem, O3-destruktor og udstyr til sand- og GAK-filtre.
- **Sensorer:** Grundlæggende sensorer til proceskontrol er inkluderet i anlægsomkostningerne.

### 9.3.3 Elektriske omkostninger (EL)

En minimal og forenklet elinstallation er inkluderet i CAPEX. Det antages, at der ikke er ledig kapaci-

tet i den eksisterende strømforsyning, hvorfor der er inkluderet nye transformatorer og kabling.

## 9.4 OPEX

For driftsomkostninger (OPEX) er der foretaget en række antagelser, der fremgår af Tabel 10. Følgende vigtige overvejelser er foretaget:

- **Pumpeenergi:** Energiomkostninger forbundet med mellempumpestation inden 4. rensetrin er ikke inkluderet i OPEX-beregningerne.
- **PAK og GAK:** Omkostningerne til PAK og GAK er væsentlige faktorer i OPEX-beregningen for de respektive scenarier med disse teknologier. Mens GAK-priserne var relativt stabile på tværs af leverandører, varierede PAK-priserne med over 100 % mellem leverandørerne. Derudover tyder feedback fra leverandører på, at PAK-priser er mere volatile sammenlignet med GAK. Derfor er OPEX-estimerne, især for PAK-baserede løsninger, behæftet med betydelig usikkerhed.

Nogle af priserne (f.eks. EL, LOX og sand) blev indhentet fra forskellige leverandører, som tidligere blev kontaktet fra Envidan til andre projekter.

Tabel 10. Driftsomkostninger anvendt i de 12 scenarier.

Parameter	Enhed	Pris	Kilde
Elektricitet	DKK/kWh	1,3	Antagelse
Ilt	DKK/ton	1.700	Vurderet fra forskellige leverandører
GAK, ny	DKK/ton	25.745	Vurderet fra forskellige leverandører
GAK, reaktiveret	DKK/ton	18.625	Vurderet fra forskellige leverandører
PAK	DKK/ton	25.000	Vurderet fra forskellige leverandører
Polymer (PAK)	DKK/ton (100 % aktiv)	100.000	STOWA, 2015
FeCl <sub>3</sub> (PAK)	DKK/ton	1.865	STOWA, 2015
Sand (til sandfilter)	DKK/ton	1.320	Vurderet fra forskellige leverandører
Mandetimer	DKK/time	450	Antagelse
Vedligehold, bygninger	% af CAPEX	1	Antagelse
Vedligehold, maskiner	% af CAPEX	2	Antagelse
Vedligehold, el	% af CAPEX	1	Antagelse

## 9.5 Nutidsværdiberegning (NPV)

NPV tager højde for både CAPEX og OPEX og diskonterer disse omkostninger til nutidsværdi baseret på en given diskonteringsrate. Samlet set anvendes NPV til at evaluere rentabiliteten af et projekt ved at beregne nutidsværdien af fremtidige pengestrømme, både indgående og udgående, over en specificeret periode. I scenarierne er NPV beregnet med en gennemsnitlig økonomisk levetid på 50 år for at sammenligne de fire teknologier til 4. rensetrin. Følgende formel er anvendt til at beregne NPV:

$$NPV = \sum_{t=0}^n \frac{(CAPEX + OPEX_t)}{(1+r)^t}$$

Hvor:

- $t$  = år (fra 0 til projektets levetid  $n$ )
- $r$  = diskonteringsrate

Basisåret for beregningen er 2025 (første år af byggeriet), og årlige investeringer er fordelt over de 4 byggeår med henholdsvis 20 %, 30 %, 20 % og 30 %. Diskonteringsraten på 4 % er anvendt. Følgende tekniske levetider er antaget: BYG: 50 år / MEK: 20 år / EL: 10 år.

NPV pr. kubikmeter behandlet vand (DKK/m<sup>3</sup>) er beregnet ved at dividere NPV med den samlede årlige mængde behandlet vand gennem renseanlægget.

## 9.6 CO<sub>2</sub>-aftryk

CO<sub>2</sub>-aftrykket er beregnet ud fra de antagelser, der er angivet i Tabel 11, og alene baseret på forbrugsmaterialer (transport af forbrugsmaterialer er ikke inkluderet i CO<sub>2</sub>-aftrykket), dvs. elforbrug, flydende ilt (LOX), GAK- (frisk og virgin) og PAK-forbrug, polymer- og koagulantforbrug for PAK+SF-scenariet.

Tabel 11. CO<sub>2</sub>-aftryk - antagelser anvendt scenarieberegningerne.

Parameter	Enhed	Antal	Kilde
CO <sub>2</sub> -emissionsfaktorer for produktion af virgin GAK	ton CO <sub>2</sub> /ton GAK	7	Hoyer et al., 2022
CO <sub>2</sub> -emissionsfaktorer for ekstern reaktivering af GAK	ton CO <sub>2</sub> /ton GAK	2	Hoyer et al., 2022
CO <sub>2</sub> -emissionsfaktorer for produktion af virgin PAK	ton CO <sub>2</sub> /ton PAK	7	Hoyer et al., 2022
Elektricitet - DK Øst elektricitet CO <sub>2</sub> -emissionsfaktor	ton CO <sub>2</sub> /MWh	0,1229	Energinet 2024 Klimakompasset 2023
LOX-forbrug CO <sub>2</sub> -emissionsfaktor	ton CO <sub>2</sub> /ton LOX	0,59	STOWA, 2024
CO <sub>2</sub> -emissionsfaktor polymer	ton CO <sub>2</sub> /ton aktiv	3,29	Envidan erfaring
CO <sub>2</sub> -emissionsfaktor koagulant	ton CO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup> (40 % solution)	0,22	Envidan erfaring



## 10. Scenarier med 4. rensetrin

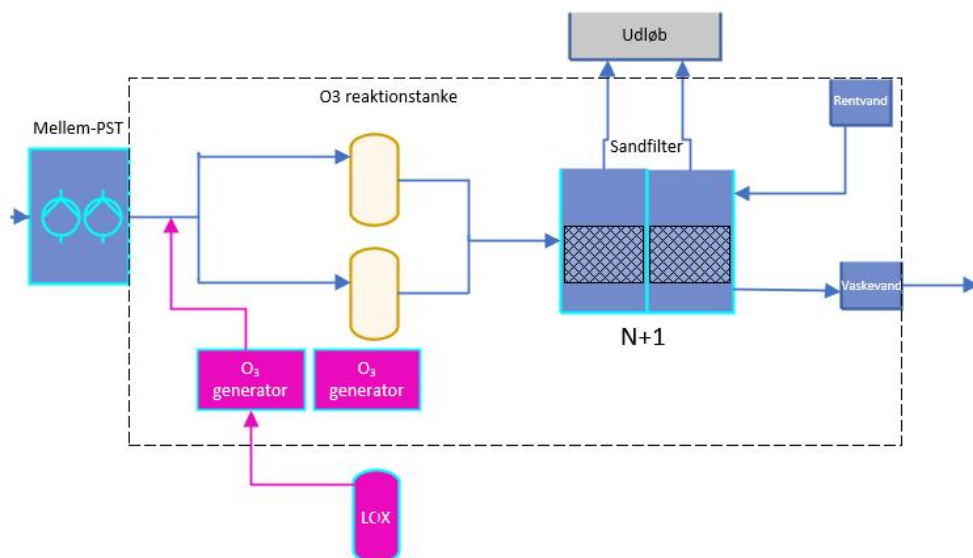
I dette afsnit præsenteres indledningsvist designet af 4. rensetrin med de forskellige teknologier. Efterfølgende sammenlignes de forskellige scenarier, og væsentlige forskelle fremhæves og diskuteres.

Der er udvalgt tre renseanlægstørrelser hhv. 50.000 PE, 100.000 PE og 300.000 PE og fire teknologier til 4. rensetrin, hvilket i alt giver 12 forskellige scenarier. De udvalgte fire teknologier er:

1. Ozonering efterfulgt af sandfiltrering (ozon+SF)
2. Ozonering efterfulgt af batchsystem nedstrøms GAK-filtrering (ozon+GAK)
3. Batchsystem nedstrøms GAK (som en selvstændig løsning) (GAK)
4. PAK efterfulgt af sandfiltrering (PAK+SF)

### 10.1 Ozonering + Sandfilter (ozon+SF)

Det overordnede flowdiagram for  $O_3$ +SF-scenariet er vist i Figur 18, hvor den stiplede boks angiver grænsen for beregningen af scenariet.



Figur 18. Flowdiagram for  $O_3$ +SF-scenarie.

Ozonsystemet omfatter en ozongenerator, kølesystem og ozondestruktor med N+1-redundans. Ozon injiceres i to kontakttanke via bundbeluftning, hvorefter vandet ledes til en række sandfiltre. Sandfiltersystemets mekaniske komponenter består af tilbageskylningspumper, som pumper rent vand fra en "renset spildevandstank". Skyllevandet strømmer derefter ved gravitation til en "vaskevandstank," som returnerer det til hovedanlægget. Til sidst ledes det behandlede spildevand ved gravitation til udløbet fra renseanlægget.

Flydende ilt (LOX) bruges som iltkilde til ozonproduktionen. LOX er tilgængelig fra forskellige leverandører og leveres typisk som en del af en lejeaftale, der inkluderer LOX-tank, en fordamper til omdannelse af flydende ilt til gas samt tilhørende rørføring. Af sikkerhedsmæssige årsager skal LOX-opbevaringsområdet være indhegnet, da ilt er en kraftig oxidator, ligesom en betonbase er nødvendig.

Omkostninger forbundet med LOX-tanken, lejeaftaler og opførelse af betonbase er ikke inkluderet, da disse afhænger af leverandørens specifikationer. Designværdierne anvendt for  $O_3$ +SF-scenariet er præsenteret i Tabel 12, og der er primært taget udgangspunkt i erfaringer fra Schweiz (Bilag 4).

Tabel 12. Designantagelser for O3+SF-scenarie.

Parameter	Enhed	Antal	Kilde
<b>Design</b>			
HRT ozontank, Q <sub>max</sub>	min.	13	VSA ozonering (2022)
Ozondose	g O <sub>3</sub> /g DOC	0,6	VSA ozonering (2022)
Ozondoseringseffektivitet (mass transfer efficiency)	%	97	Antagelse
Ozoneringssystem	Bundbeluftning		Antagelse
Dybdekontakttank	M	6	Antagelse
Belastningshastighed - sandfilter	m/h	12,5	VSA ozonering (2022)
Sandhøjde	M	1,8	VSA ozonering (2022)
Filtercelleareal	m <sup>2</sup> /filter	68	Antagelse
<b>Forbrug</b>			
El - ozongenerator+kølesystem+ozondestruktor	kWh/kg O <sub>3</sub>	11,9	Schachtler (2019)
kg LOX/kg O <sub>3</sub>	%	11	Antagelse
El - sandfilter	kWh/m <sup>3</sup>	0,01-0,05	VSA ozonering (2022)
Timeforbrug	timer/uge	8	Antagelse

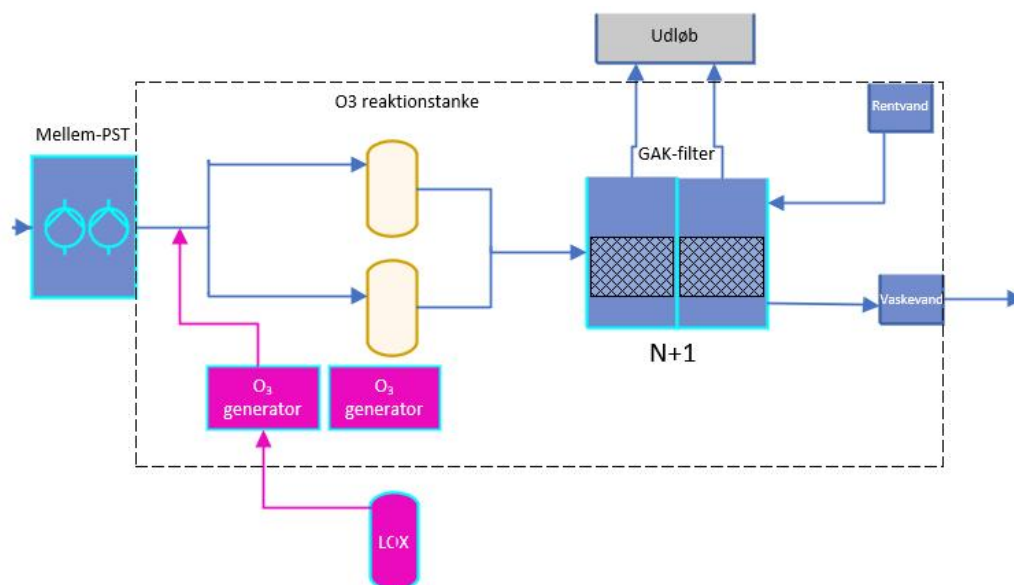
## 10.2 Ozonering + GAK-filter (O3+GAK)

Det overordnede flowdiagram for O3+GAK-scenariet er vist Figur 19, hvor den stiplede boks angiver grænsen for beregningen af scenariet.

Ozon-systemet ligner O3+SF-scenariet, og der er anvendt samme antagelserne for tilbageskylnings-systemet til GAK som for sandfilteret. Antagelsen om Bed Volumes (BV) er en kritisk faktor ved beregning af driftsomkostningerne for GAK-scenariet. I dette scenarie, hvor ozonering og aktivt kul kombineres, er det muligt at designe med en lavere ozondosis (0,3 g O<sub>3</sub>/g DOC) sammenlignet med O3-scenariet alene (0,6 g O<sub>3</sub>/g DOC), da en del af reduktionen af MFS også opnås i GAK filtrene.

Ved ozonering med 0,2 g O<sub>3</sub>/g DOC blev der observeret op til 85.000 BV ved Bülach og omkring 50.000 BV ved Glarnerland. Det 4. rensetrin på renseanlægget Altenrhein (bestående af O3+GAK) har været i drift siden 2019, og der har indtil videre ikke været behov for at udskifte GAK. I dette scenarie er anvendt en BV på 30.000 antaget for O3+GAK-scenariet (som indikerer GAK-udskiftning cirka hvert 2,5 år). Denne antagelse er konservativ, baseret på ovenstående data. Det er dog vigtigt at bemærke, at DOC-koncentrationen har stor indflydelse på BV for GAK. Da DOC-niveauerne i Danmark forventes at være højere end i Schweiz, og da der samtidig forventes skærpede MFS-udløbskrav i Danmark, vil disse faktorer sandsynligvis påvirke BV-parameteren. Det antages, at tilbageskylning af filteret kun sker to gange om måneden.

Designværdierne anvendt for O3+GAK-scenariet er præsenteret i Tabel 13 og er baseret på opsamling af informationen i Bilag 4, primært med udgangspunkt i erfaringer fra Schweiz.



Figur 19. Flowdiagram for O3+GAK-scenarie.

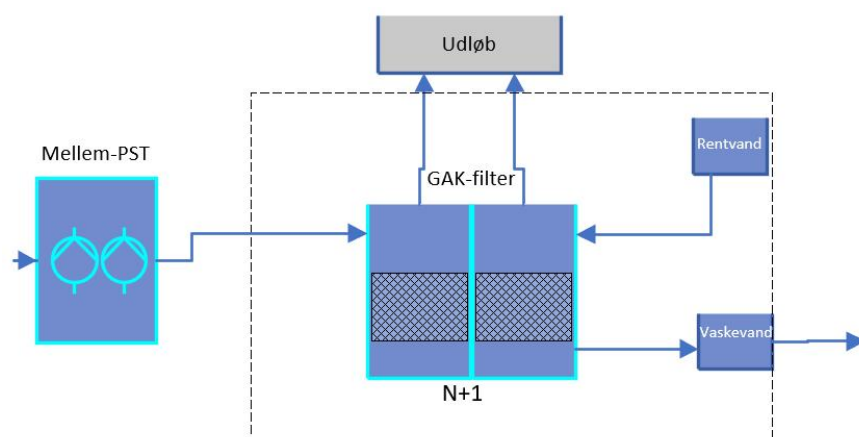
Tabel 13. Designantagelser for O3+GAK-scenarie.

Parameter	Enhed	Antal	Kilde
<b>Design</b>			
HRT O3 tank, Q <sub>max</sub>	min	10	VSA (2018b)
Ozondoser	g O <sub>3</sub> /g DOC	0,3	VSA (2018b)
Ozondoseringseffektivitet (mass transfer efficiency)	%	97	Antagelse
Ozoneringsystem	Bundbeluftning		Antagelse
Dybdekontakttank	m	6	Antagelse
Empty Bed Contact Time (EBCT) GAK-filter ved Q <sub>max</sub>	min	20	VSA (2018b)
GAK-højde	m	2	VSA GAK (2023)
GAK-tab under reaktivering	%	15	Antagelse
Filtercelleareal	m <sup>2</sup> /filter	68	Antagelse
<b>Forbrug</b>			
El: ozongenerator+kølesystem+ozondestruktor	kWh/kgO <sub>3</sub>	12,2	Schachtler, 2019
kg LOX / kg O <sub>3</sub>	%	11	Antagelse
Bed Volumes (BV)	BV	30.000	Antagelse
GAK	g/m <sup>3</sup>	13,3	Antagelse
El: GAK-filter	kWh/m <sup>3</sup>	0,0004	Beregnet ud fra erfaring
Timeforbrug	timer/uge	8	Antagelse

### 10.3 GAK-filter

I dette scenarie er designet af GAK-filtrene baseret på en opholdstid på 20 minutter ved  $Q_{\max}$ , som i O3+GAK-scenariet. Dog antages BV at være 15.000 BV (med GAK-udskiftning hvert 1,5 år) i stedet for de 30.000 BV, der anvendes i O3+GAK-scenariet, i henhold til retningslinjerne fra VSA (Bilag 4).

Det overordnede flowdiagram for GAK-scenariet er vist i Figur 20.



Figur 20. Flowdiagram af GAK-scenariet.

Designværdierne anvendt for GAK-scenariet er præsenteret i Tabel 14 og er baseret på opsamling af informationen i Bilag 4, primært med udgangspunkt i erfaringer fra Schweiz.

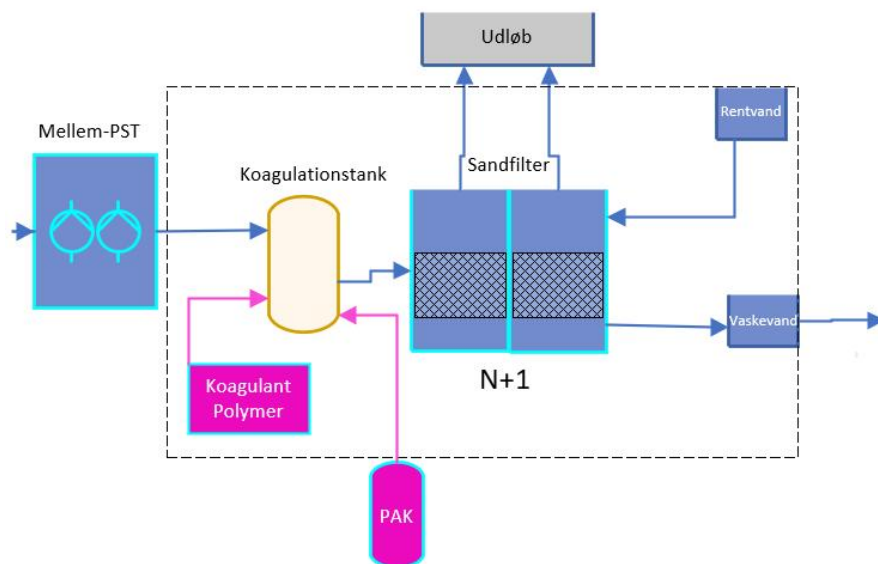
Tabel 14. Designantagelser for GAK-scenariet.

Parameter	Enhed	Antal	Kilde
<b>Design</b>			
Empty Bed Contact Time (EBCT) GAK-filter	Min	20	VSA (2018b)
GAK-tab under reaktivering	%	15	Antagelse
GAK-højde	m	2	VSA GAK (2023)
Filtercelleareal	m <sup>2</sup> /filter	68	Antagelse
<b>Forbrug</b>			
Bed Volume (BV)	BV	15.000	Antagelse
GAK	g/m <sup>3</sup>	26,6	Beregnet
El - GAK-filter	kWh/m <sup>3</sup>	0,005 - 0,01	VSA GAK (2023)
Timeforbrug	timer/uge	4	Antagelse

### 10.4 PAK+SF

I PAK+SF-processen doseres PAK i en enkelt kontakttank. En dosering af koagulant og polymer blev antaget i dette scenarie, hvilket påvirker den samlede slamproduktion på anlægget. Omkostningerne

ved behandling af det ekstra slam, der indeholder PAK, blev dog ikke medtaget i driftsomkostningerne. Det overordnede flowdiagram for PAK+SF-scenariet er vist i Figur 21.



Figur 21. Flowdiagram for PAK+SF-scenarie.

Det er vigtigt at tage i betragtning, at designet af PAK-scenariet har et højere niveau af usikkerhed sammenlignet med de øvrige tre scenarier, især hvad angår de mekaniske komponenter i investeringsomkostningerne. Dette skyldes det lavere vidensniveau og begrænsede leverandørerfaring med denne proces på det nordiske marked. Designværdierne anvendt for PAK+SF-scenariet er præsenteret i Tabel 15 og er baseret på opsamling af informationen i Bilag 4, primært med udgangspunkt i erfaringer fra Schweiz.

Tabel 15. Design antagelser for PAK+SF-scenarie

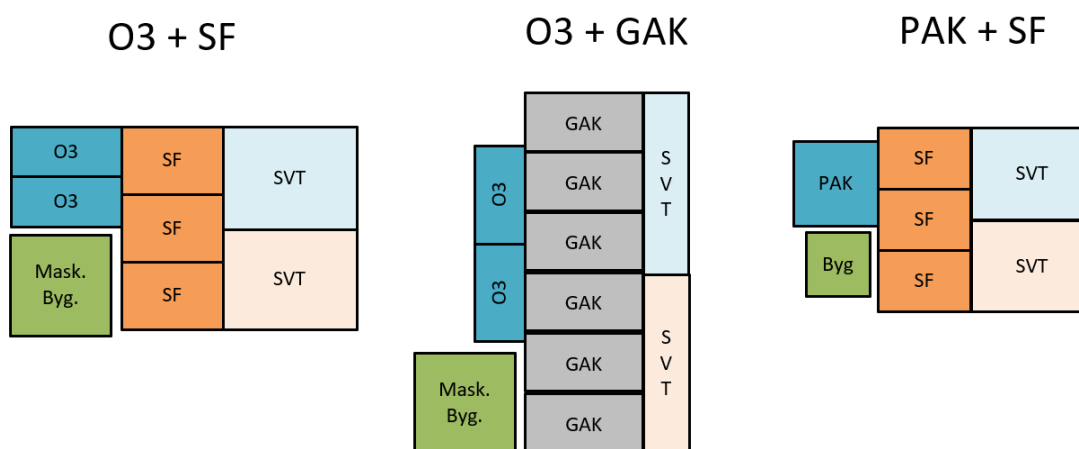
Parameter	Enhed	Antal	Kilde
<b>Design</b>			
HRT PAK-tank, Q <sub>max</sub>	min	15	VSA PAK+SF (2022)
Dybdekontakttank	m	3	Antagelse
Belastningshastighed SF	m/h	15	VSA PAK+SF (2022)
Sandhøjde	m	1,8	VSA PAK+SF (2022)
Filtercelleareal	m <sup>2</sup> /filter	57	Antagelse
<b>Forbrug</b>			
PAK-forbrug	mg PAK/mg DOC	1,8	VSA PAK+SF (2022)
PAK-dosering	g/m <sup>3</sup>	20	Antaget
Koagulantforbrug	mg/l	10	CWPharma (2020b)
Polymerforbrug	mg 100 % aktiv /l	0,2	STOWA, 2015
EL: PAK/koagulant/polymerinjektion	kW/m <sup>3</sup>	0,045	STOWA, 2015
EL: sandfilter	kW/m <sup>3</sup>	0,03-0,19	VSA PAK+SF (2022)

## 11. Sammenligning af scenarier

I dette afsnit præsenteres resultater af beregninger af de 12 scenarier, og der foretages en sammenligning af arealbehov, drifts- og investeringsomkostninger og CO<sub>2</sub>-aftryk. Det er vigtigt at huske på de mange antagelser i beregningerne (se afsnit 9 og 10), hvorfor værdier i hele dette afsnit er behæftet med relativt stor usikkerhed og skal anvendes med forsigtighed.

### 11.1 Arealbehov

Figur 22 viser et skematisk layout for tre scenarier (O3+SF, O3+GAK og PAK+SF) for 100.000 PE-scenariet. GAK-scenariet har en opstilling i lighed med O3+GAK, men uden O3-tankene.



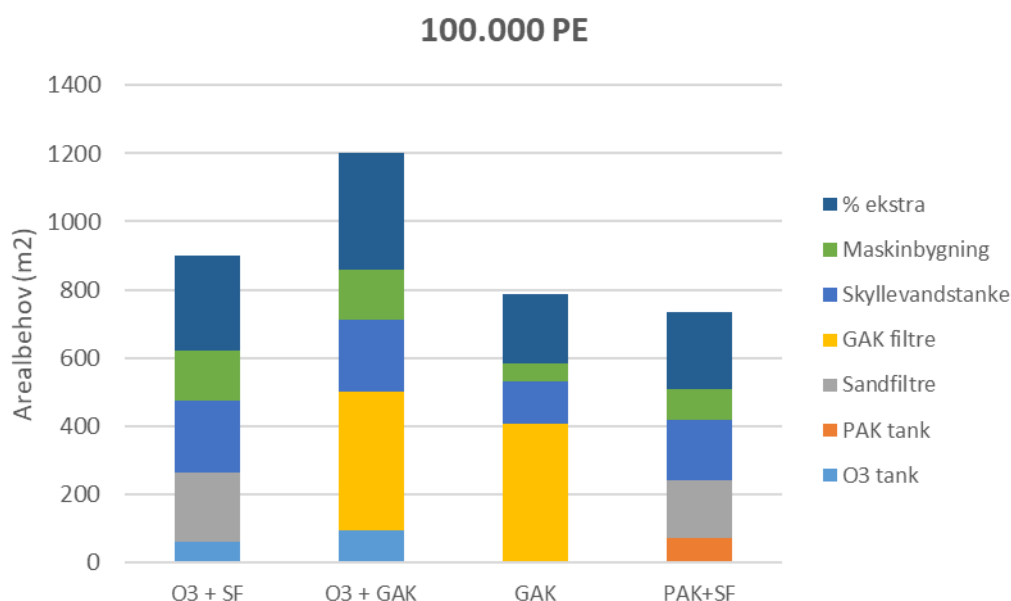
Figur 22. Sammenligning af 4. rensesrin-layout for de tre scenarier i denne undersøgelse (O3+SF, O3+GAK og PAK+SF) for 100.000 PE. Et rent GAK-scenarie har samme arealbehov som O3+GAK-scenariet uden de to O3-tanke og et mindre maskinrumsareal. SVT: Skyllvandtank.

Figur 23 viser resultaterne af beregningerne for arealbehovet for de forskellige teknologier for 100.000 PE.

I figuren kan fordelingen af arealbehovet ses, og denne fordeling er meget lig fordelingen i de øvrige to størrelser anlæg (50.000 PE og 300.000 PE).

Beregningen af arealbehovet omfatter arealbehov til betontanke (herunder ozontanke, sandfiltre, GAK-filtre), bygning til maskinudstyr og skyllevandstanke. For at give et billede af det totale arealbehov er der tilføjet et ekstra arealbehov (som % af det totale arealbehov), hvilket er en tilnærmelse af arealbehov til diverse yderligere plads omkring 4. rensesrin såsom arealer til LOX-tanke, PAK-silo, veje, hegn og rørføring.

Det samlede arealbehov for alle scenarier er vist i Tabel 16. Arealbehovet stiger med anlægsstørrelsen for alle teknologier, hvilket afspejler behovet for mere plads, når renskapaciteten øges. Kombinationsløsningen O3+GAK har det højeste arealbehov af teknologierne. GAK og PAK+SF har de mindste arealbehov. Den markante stigning i arealbehov for GAK fra 100.000 til 300.000 PE skyldes det ekstra skyllevandsvolumen, der kræves ved 300.000 PE, drevet af et større antal filterceller, der skal vaskes. Som tidligere nævnt kan skyllevandsvolumen optimeres, og leverandører kan anvende forskellige metoder til denne optimering.



Figur 23. Beregnet arealbehov for de fire scenarier i denne undersøgelse (O3+SF, O3+GAK, GAK og PAK+SF) anlægsstørrelse på 100.000 PE.

Tabel 16. Oversigt over beregnede arealbehov for de fire scenarier i denne undersøgelse (O3+SF, O3+GAK, GAK og PAK+SF) for 50.000 PE, 100.000 PE og 300.000 PE (afrundet til nærmeste 100 m²).

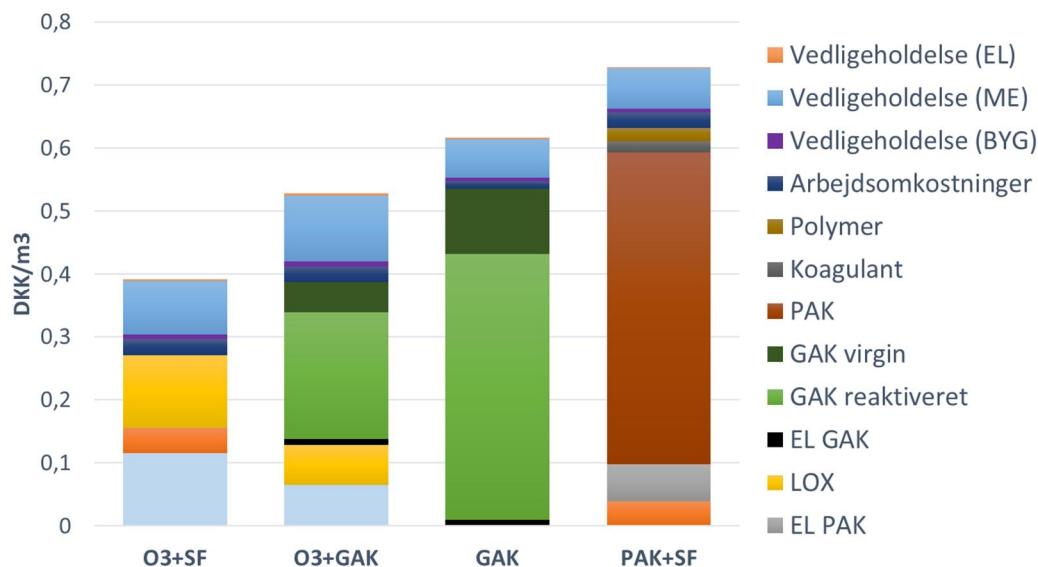
Scenarie	Arealbehov (m²)		
	50.000 PE	100.000 PE	300.000 PE
O3+SF	700	900	1.700
O3+GAK	900	1.200	2.500
GAK	600	800	1.800
PAK+SF	600	700	1.300

## 11.2 Driftsomkostninger (OPEX)

Figur 24 viser en sammenligning af driftsomkostningerne (DKK/m³ spildevand) for de 4 teknologier ved 100.000 PE.

De samlede driftsomkostninger er lavest for O3+SF, dernæst O3+GAK, GAK og til sidst PAK+SF. Fordelingen af driftsomkostninger viser, at det ifm. ozonering primært er forbrug af LOX og el, som bidrager, og for aktivt kul-scenarierne er det forbrug af hhv. GAK og PAK, der giver de højeste bidrag til de samlede driftsomkostninger. Vedligeholdelse og mandetimer er også inkluderet i beregningerne.

Tabel 17 viser driftsomkostningerne (OPEX) i DKK pr. m³ behandlet spildevand (DKK/m³) på tværs af forskellige teknologier ved de tre renseanlægsstørrelser.



Figur 24. Driftsomkostninger (DKK/m³) for de fire teknologier for 4. rensetrin for 100.000 PE.

Tabel 17. Beregnede driftsomkostninger i DKK pr. kubikmeter (DKK/m³) som funktion af anlægsstørrelse for de fire forskellige scenarier for 4. rensetrin.

	Driftsomkostninger (OPEX) (DKK/m³)		
Scenarie	50.000 PE	100.000 PE	300.000 PE
O3+SF	0,50	0,39	0,32
O3+ GAK	0,60	0,53	0,45
GAK	0,66	0,62	0,59
PAK+ SF	0,80	0,73	0,67

Som det kan ses af Tabel 18, reduceres OPEX med stigende størrelse af anlægget. Den aktuelle pris på aktivt kul (GAK og PAK) har en meget stor indflydelse på OPEX i scenarierne med aktivt kul. Det samme er gældende for elprisen ifm. ozonerings-scenarierne, omend i mindre grad end prisen på kul. En anden meget vigtig parameter i beregningen af OPEX for scenarierne med GAK er levetiden på kullet (antallet af antaget BV). Hvis situationen er markant anderledes på et specifikt renseanlæg, f.eks. markant forskellig DOC-indhold i spildevandet, så vil OPEX på GAK-scenarierne være tilsvarende markant anderledes.

Ved sammenligning af de beregnede OPEX-værdier med værdier fra øvrige vigtige studier (med anlæg på 100.000 PE) er der fundet fin overensstemmelse især med studiet fra Nederland fra 2024 (STOWA, 2024), se Tabel 18.



Tabel 18. OPEX (DKK/m<sup>3</sup>) for de fire forskellige scenarier for 4. rensetrin i denne rapport sammenlignet med lignende studier.

	Driftsomkostninger, OPEX (DKK/m <sup>3</sup> ) 100.000 PE				
	O3	O3+SF	O3+GAK	GAK	PAK*
Baresel et al. (2017)	0,06		0,21	0,33	0,36
Miljøstyrelsen (2021)	0,3-0,35			0,2-0,7	0,4-1,6
STOWA (2024)	0,18		0,51	0,98	0,82
<b>Denne rapport</b>		<b>0,39</b>	<b>0,53</b>	<b>0,62</b>	<b>0,73</b>

Ift. Baresel et al. (2017) opstår variationer primært på grund af forskelle i GAK-priser siden 2017. For O3-scenariet ses lavere driftsomkostninger, hvilket skyldes det billigere elektricitet og fraværet af et sandfilter i undersøgelsen i Baresel et al. (2017). Beregningerne for O3+GAK-scenariet i denne rapport er meget lig det fra STOWA-rapporten. Direkte sammenligning imellem ozonerings-scenarierne er ikke muligt, da der ikke er inkluderet sandfilter i STOWA-studiet.

Samlet set er GAK dyrere end PAK i STOWA-rapporten, mens det modsatte er tilfældet i denne undersøgelse. Denne forskel skyldes hovedsageligt antagelsen om levetiden af GAK: STOWA-rapporten anvender 10.000 BV, mens der i denne rapport anvendes 15.000 BV. Desuden er PAK-priserne i STOWA-rapporten lavere end i nærværende analyse. Forskellene viser, hvordan antagelser om GAK-levetiden og leverandørpriser for GAK og PAC påvirker sammenligningen af teknologier.

### 11.3 Investeringsomkostninger, CAPEX

Tabel 19 viser CAPEX-estimerne, i danske kroner per PE (DKK/PE), for de fire teknologier til 4. rensetrin ved forskellige anlægsstørrelser.

CAPEX stiger med anlægsstørrelsen for alle teknologier og følger en næsten lineær tendens. Dette afspejler en proportional stigning i anlægsomkostninger, efterhånden som anlæggets kapacitet vokser, drevet af behovet for større infrastruktur og udstyr. Dog reduceres den samlede CAPEX med større anlægsstørrelser, når nøgletallet DKK/PE anvendes.

O3+GAK-scenariet har generelt højest CAPEX, dernæst O3+SF og til sidst PAK+SF og GAK, som er meget ens i den billigste ende (dog er GAK-scenariet billigst).

Sandfilter udgør cirka 30-35% af CAPEX for både O3+SF- og PAK+SF-scenarierne. Hvis et eksisterende og operationelt sandfilter allerede er tilgængeligt på renseanlægget, vil PAK+SF have de klart laveste anlægsomkostninger.

Tabel 19. Anlægsomkostninger (CAPEX) i DKK pr. PE som funktion af anlægsstørrelse for de fire forskellige scenarier for 4. rensetrin.

	CAPEX (DKK/PE)		
Scenarie	50.000 PE	100.000 PE	300.000 PE
O3+SF	842	569	432
O3+GAK	892	682	534
GAK	564	413	329
PAK+SF	568	423	348

## 11.4 Totalomkostninger, NPV

Tabel 20 viser totalomkostninger (NPV), i danske kroner per m<sup>3</sup> (DKK/m<sup>3</sup>), for de fire teknologier til 4. renses trin ved forskellige anlægsstørrelser.

Generelt set falder totalomkostningerne (regnet som NPV) med stigende anlægsstørrelse. Den højeste NPV er beregnet for O3+GAK, hvilket skyldes den relativt høje CAPEX og mellemhøje OPEX. Dog overstiges NPV for O3+GAK af PAK beregningen ved 300.000 PE. For de fleste tilfælde er O3+SF det billigste scenarie, grundet den lave OPEX, dog er GAK billigst ved 50.000 PE. Grunden til, at GAK er billigst ved 50.000 PE, er, at der er regnet med en højere redundans på ozonscenarierne (ozongenerator) ved den lave kapacitet (50.000 PE) ift. højere kapacitet. Med udgangspunkt i disse beregninger, kan det altså indikere, at GAK kan være en fordelagtig teknologi til mindre anlæg, hvis det vel og mærke reducerer MFS tilstrækkeligt ift. udledningskravene.

Tabel 20. Totalomkostninger (NPV) i DKK/m<sup>3</sup> som funktion af anlægsstørrelse for de fire forskellige scenarier for 4. renses trin.

	NPV (DKK/m <sup>3</sup> )		
Scenarie	50.000 PE	100.000 PE	300.000 PE
O3+SF	1,27	0,91	0,72
O3+GAK	1,42	1,17	0,95
GAK	1,17	1,01	0,90
PAK+SF	1,32	1,14	1,00

For større anlæg nærmer NPV sig hinanden for O3+GAK, PAK+SF og GAK. Her er O3-SF klart det billigste scenarie.

Det er meget vigtigt at vurdere omkostninger for det enkelte renseanlæg, eftersom der er mange parametre, der kan variere ift. de beregnede scenarier.

Totalomkostninger er sammenlignet med lignende studier (Tabel 21), som for OPEX. Alle NPV-beregninger ligger i nærheden af vurderingen i STOWA (2024). Generelt er omkostningerne lidt lavere end i STOWA-rapporten, hvilket primært skyldes, for GAK-scenariernes vedkommende, antagelsen om levetiden på GAK (10.000 BV i STOWA-rapporten og 15.000 BV i denne rapport). Det er vigtigt at bemærke, at totalomkostninger ikke kan sammenlignes 1:1, idet sammenligningsværdierne er TOTEX og ikke NPV.

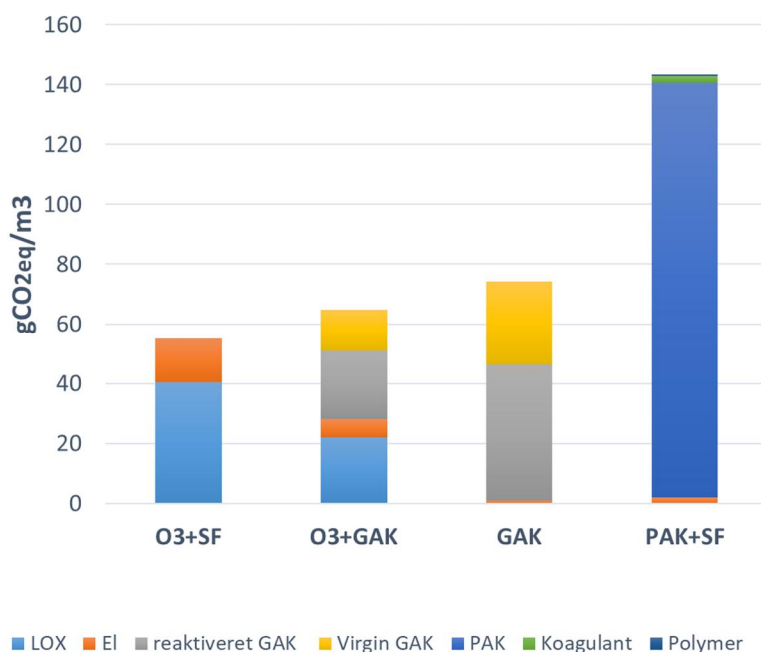
Tabel 21. Totalomkostninger, TOTEX/NPV (DKK/m<sup>3</sup>) for de fire forskellige scenarier for 4. renses trin i denne rapport sammenlignet med lignende studier. OBS: NPV og TOTEX kan ikke sammenlignes direkte. \*PAK i STOWA 2024 er efterfulgt af stoffilter.

	TOTEX/NPV (DKK/m <sup>3</sup> ) 100.000 PE					
	O3	O3+SF	O3+GAC	GAC	PAK	PAK+SF
Baresel et al., 2017	0,13		0,32	0,38	0,36	
Pistocchi et al., 2022	0,33		0,69	0,59	0,46	
STOWA 2024	0,52		1,27-1,94	1,64		1,27-1,86*
Denne rapport (NPV 50 år)		0,91	1,17	1,01		1,14

## 11.5 CO<sub>2</sub>-aftryk

Figur 25 viser resultatet for det estimerede årlige CO<sub>2</sub>-aftryk for drift af 4. rensetrin på renseanlæg med en størrelse på 100.000 PE. Som det fremgår, har scenariet O3+SF det laveste CO<sub>2</sub>-aftryk blandt de fire scenarier. Bemærk, at efterhånden som elnettet bliver grønnere, vil CO<sub>2</sub>-aftrykket for O3+SF-scenariet yderligere falde, hvilket øger dets klimamæssige fordele. I scenarierne baseret på aktivt kul kommer de største CO<sub>2</sub>-udledninger fra forbruget af GAK (gennem både produktionen af aktivt kul og reaktiveringsprocessen). Overordnet set er energiforbruget ved reaktivering lavere end ved fremstilling af nyt aktivt kul (emissionsfaktoren for reaktiveret kul antages at være 2 ton CO<sub>2</sub>/ton GAK sammenlignet med 7 ton CO<sub>2</sub>/ton GAK for nyt GAK og PAK).

GAK-scenariet har et relativt højere CO<sub>2</sub>-aftryk end O3+GAK, hovedsageligt på grund af en højere frekvens af kulreaktivering (lavere antaget BV), som er nødvendig for at opretholde effektiviteten. PAK+SF-scenariet har de højeste CO<sub>2</sub>-udledninger med en betydelig margin. Dette høje CO<sub>2</sub>-aftryk skyldes anvendelse af PAK, som ikke kan reaktiveres, hvilket resulterer i et konstant behov for virgint kul. Selvom det samlede forbrug af aktivt kul, er omkring 20 g/m<sup>3</sup> i både PAK+SF- og GAK-scenarierne, svarer emissionsfaktoren for PAK til den for virgin GAK (7 tons CO<sub>2</sub> pr. ton aktivt kul). Til sammenligning er i GAK-scenariet antaget, at kun 15 % af det samlede GAK er virgin, mens 85 % er reaktiveret, hvilket markant reducerer CO<sub>2</sub>-belastning for dette scenarie.



Figur 25. CO<sub>2</sub>-aftrykket (i g CO<sub>2</sub>eq/m<sup>3</sup>) for de fire forskellige teknologier for 4. rensetrin for 100.000 PE

Tabel 22 viser CO<sub>2</sub>-aftrykket for alle scenarierne.

Sammenlignet med resultaterne fra STOWA-rapporten (2024) blev en lignende tendens i CO<sub>2</sub>-emissioner beregnet for O3 og O3+GAK for et renseanlæg med en kapacitet på 100.000 PE. Dog var værdierne højere på grund af de større emissionsfaktorer anvendt for frisk GAK (11 kg CO<sub>2</sub>/ton GAK vs. 7 kg CO<sub>2</sub>/ton GAK). Som det også ses med OPEX, viser STOWA-undersøgelsen et højere CO<sub>2</sub>-aftryk for GAK, i modsætning til nærværende resultater, hvilket kan tilskrives de forskellige antagelser om GAK-regenerering, som tidligere nævnt.

En lignende tendens i CO<sub>2</sub>-emissioner for O3, GAK og PAC sammenlignet med denne undersøgelse blev også rapporteret i CHPharma-studiet (2020), som vist i Figur 16.

Tabel 22 CO<sub>2</sub>-aftryk (ton CO<sub>2</sub>/år) for de fire forskellige teknologier for 4. rensetrin for de tre renseanlægsstørrelser.

CO <sub>2</sub> -aftryk (ton CO <sub>2eq</sub> /år)			
Scenarie	50.000 PE	100.000 PE	300.000 PE
O3+SF	217	409	1159
O3+GAK	244	483	1441
GAK	278	553	1653
PAK+SF	537	1069	3196

## 12. Proces til at vælge teknologi

De danske forsyninger står i den kommende årrække overfor nogle valg, når der skal implementeres 4. rensesettrin på de danske renseanlæg. Formålet med dette kapitel er at give forsyningsselskaberne en hjælp til beslutningsprocessen.

I afsnit 12.1 præsenteres en procedure, som har sit udgangspunkt fra VSA-plattformen i Schweiz. I afsnit 12.2 præsenteres anvendelse af en simpel multikriterieanalyse baseret på forskellige kriterier udviklet specielt til de danske vandselskaber.

### 12.1 Procedure for valg af teknologi

Proceduren tager udgangspunkt i en model fra VSA-plattformen (VSA, 2018) og herunder tilpasset til en dansk kontekst.

#### Step 1 → Tidlig fase

- Tal med interessenter, herunder kommunen (regional planlægning) og få en fornemmelse af kommende udledningskrav
- Indsaml information (f.eks. anlægsbesøg, f.eks. i Schweiz, kontakt eksperter og driftspersonale på anlæg med 4. rensesettrin)
- Vurder oplandets effekt på valget (industrielt spildevand, fremtidige udviklinger, potentielle fusioner, indhold af  $\text{NO}_2^-$ , bromid, DOC etc.)
- Vurder den nuværende tilstand af recipienterne
- Overvej at udføre pilotforsøg med udvalgte teknologier

#### Step 2 → Sammenligningsstudier

- Udfør undersøgelser, beregninger, sammenligninger imellem teknologier
- Undersøg, om ozon er en passende teknologi, undersøg bl.a. bromid-koncentrationen i indløbsspildevandet
- Undersøg mulig efterbehandling, hvis nødvendigt
- Undersøg, om aktivt kul er en passende teknologi
- Hvilken slambehandling findes på renseanlægget, hvis slammet køres på landbrugsjord, bør PAK udelukkes.

#### Step 3 → Valg af teknologi

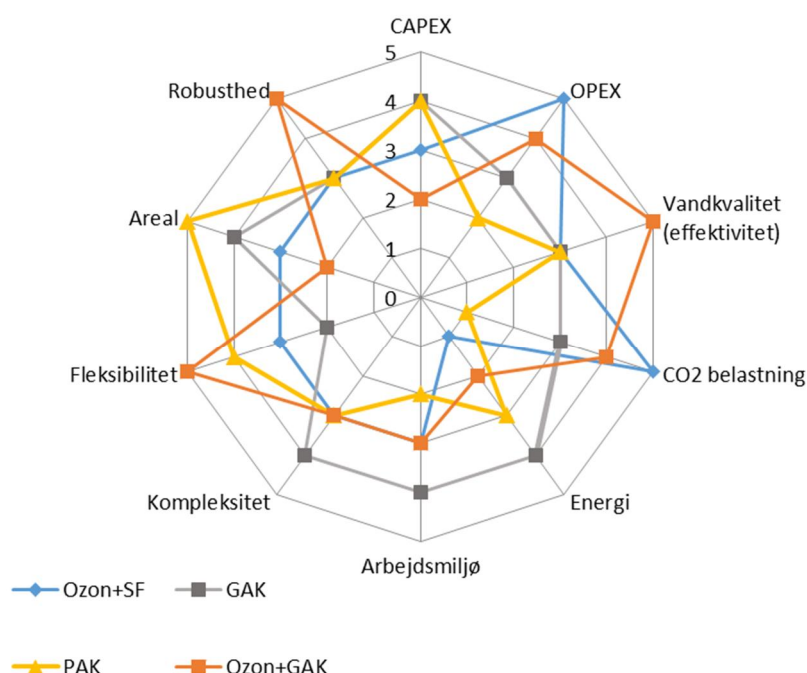
- Omkostningseffektivitet (investerings- og driftsomkostninger)
- Dannelse af uønskede stoffer?
- Fuldskalaerfaringer (pilotforsøg, implementering, drift)
- Arealbehov
- Integration i det eksisterende anlæg og grænseflader
- Indvirkning på eksisterende biologisk behandling
- Ressourceforbrug
- Mulighed for fremtidig udvidelse
- Yderligere effekter (f.eks. DOC-eliminering)
- Sikkerhed og håndtering af nye stoffer

#### Step 4 → Forprojekt

## 12.2 Multikriterieanalyse

Der er ofte et stort udvalg af kriterier, der er afgørende for valg af teknologi. Projektgruppen i dette projekt har udarbejdet en multikriterieanalyse til evaluering af de opstillede fire scenarier.

Figur 26 viser resultatet af en multikriterieanalyse med sammenligning af fire scenarier til 4. rensetrin vurderet ud fra ti kriterier. Hvert kriterium er vurderet fra 0 til 5, hvor højere point angiver bedre ydeevne for det pågældende kriterium.



Figur 26. Visualisering af resultater fra multikriterieanalyse af fire teknologier til 4. rensetrin.

**O3+SF**-scenariet performer særligt godt på driftsomkostninger og CO<sub>2</sub>-aftryk og jævnt godt på de fleste andre kriterier, bortset fra energiforbrug.

**O3+GAK**-scenariet performer bedst på vandkvalitet og fleksibilitet på grund af de kombinerede fordele ved ozonering og GAK. Scenariet har dog den højeste CAPEX samt den største kompleksitet.

**GAK**-scenariet har en relativt jævn performance på de fleste kriterier. Er især god på CAPEX, arbejdsmiljø, energi og kompleksitet, men vurderes lavest på fleksibilitet.

**PAK**-scenariet performer godt på fleksibilitet og arealbehov, men dårligt på især OPEX og CO<sub>2</sub>-belastning, og scorer lavest på CO<sub>2</sub>-aftryk og OPEX. PAK-scenariet scorer også lavest på arbejdsmiljø. En ekstra ulempe ved PAK er, at kullet ender i slammet, hvormed det ikke kan slutdisponeres på landbrugsjord i Danmark.

Valget af det mest egnede scenarie til 4. rensetrin afhænger i høj grad af de valgte kriterier og deres prioritering. Hvis vandkvalitet har højeste prioritet, anbefales O3+GAK-scenariet. Hvis drifts- eller totaløkonomien i stedet har højeste prioritet, er O3+SF-scenariet, som er mest attraktivt.

Valg af kriterier til multikriterieanalysen skal være velovervejet og tilpasses for at stemme overens med f.eks. det enkelte vandselskabs strategi. Samtidig skal den givne udledningstilladelse naturligvis kunne overholdes (inklusive kommende krav til MFS).

### 13. Perspektivering i en dansk kontekst

Langt de fleste erfaringer med reduktion af MFS stammer fra bl.a. Schweiz og Tyskland, som alle tager udgangspunkt i samme type model med 80 % middeldreduktion af en række indikatorstoffer. Det er samme model, som Byspildevandsdirektivet tager udgangspunkt i. Dermed er alle erfaringer bygget op omkring de samme stoffer, og derfor er der stor forskel, når vi kigger ind i en ikke så fjern fremtid i en dansk kontekst. For ikke alene skal de danske vandselskaber leve op til Byspildevandsdirektivet, selskaberne skal også overholde miljøkvalitetskravene, og disse krav kommer i spil, når der skal udarbejdes nye udledningstilladelser for de danske renseanlæg. Det betyder, at der vil komme en række krav - med overholdelse af en given koncentration af en række MFS. Derfor er det også svært at foretage direkte sammenligninger imellem på den ene side implementerede anlæg og anlæggenes performance i f.eks. Schweiz og på den anden side nye, kommende anlæg i Danmark.

Det er ikke umuligt, at en række nyere teknologier vil vinde indpas i Danmark, især hvad angår f.eks. krav til metaller og PFAS. I givet fald kan teknologier som ionbytnings, skumfraktionering, ultrafiltrering eller omvendt osmose muligvis blive interessante i Danmark. Der er allerede flere forsyninger, der vurderer potentialet for implementering af 5. renses trin, hvilket kunne være nogle af disse teknologier. Dette er yderligere interessant i de danske vandselskaber, som ser et behov for genbrug af renses spildevand til f.eks. industrielle kunder eller evt. produktion af ultrarent vand til Power-to-X-projekter. Det vil dog skabe et nyt problem for branchen, nemlig dannelse af et yderst koncentreret koncentrat (brine), som de ekstra renses trin medfører. For yderligere information henvises til rapporten "Rensning af processpildevand fra rentvandsfabrikker til Power-to-X" (Miljøstyrelsen, 2024).

Der kan også i fremtiden komme yderligere krav til slutdisponering af slam i Danmark. Denne trend ses allerede flere steder, hvorfor pyrolyse og forbrændingsanlæg vinder indpas i disse år. Hvis spildevandsslam gennemgår en termisk behandling i et pyrolyse- eller forbrændingsanlæg, kan det betyde, at dosering af PAK kan vinde indpas. Det er dog yderst tvivlsomt, set i lyset af både den dårlige økonomiske performance og det meget høje CO<sub>2</sub>-aftryk.

Udover reduktion af lægemiddelrester stiller Byspildevandsdirektivet krav til, at renseanlæggene skal være energie neutrale, hvilket vil blive en udfordring, da de supplerende teknologier vil bidrage til et øget energiforbrug på renseanlæggene. Samtidig påvirkes CO<sub>2</sub>-balancen ligeledes i negativ retning og denne miljøeffekt er væsentlig at have fokus på, når forsyningsselskaberne i den kommende tid skal udarbejde fremtidige prognoser for CO<sub>2</sub>-emissionen ifm. indberetninger til Parismodel 2.0 til Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen (2024b)).

Udover de påpegede ændringer i CO<sub>2</sub>-emissionen under driftsfasen vil selve opførelsen af et 4. renses trin føre til emission af CO<sub>2</sub> under anlægsfasen, både hvad angår ressource- og materialeforbrug samt drift af byggepladsen.



## 14. Referenceliste

- Baresel et al. (2017).** Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. IVL.
- Böhler (2024).** Removal of Micropollutants during Rain Weather. Eawag, VSA conference 2024.
- Borikar et al. (2015).** Evaluations of conventional, ozone and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> for removal of emerging contaminants and THM-FPs. Water Quality Research Journal of Canada, 50(2), 2015.
- CWPharma (2020).** Stapf, M. Guideline for advanced API removal. GoA3.4: Optimization and control of advanced treatment.
- CWPharma (2020b).** PAC retention by Actiflo® Carb. Piloting at Viikinmäki WWTP. Part of the CWPharma project.
- Dansk Vand (2024).** Dansk vand magasin. [Link](#).
- DANVA (2023).** Vand i tal 2023 Danmark, statistik og benchmark. [Link](#).
- DANVA (2024).** Demonstration af metoder til reduktion af bromat produceret ved ozonering af spildevand. DANVA VUDP-rapport. Projekt ID: nr. 12.2020. [Link](#).
- DWA (2020).** Statusbericht - Spurenstoffentfernung auf kommunalen Kläranlagen in Deutschland. Korrespondenz Abwasser, Abfall, 67(10), 769-779.
- EEA (2019).** Waterbase - UWWTD: Urban Waste Water Treatment Directive - reported data. [Link](#).
- Energinet (2024).** En bæredygtig vej til målet. [Link](#).
- Gouveia et al. (2023).** Nanofiltration combined with ozone-based processes for the removal of antineoplastic drugs from wastewater effluents. Journal of Environmental Management, 348, 119314.
- Gutiérrez et al. (2021).** Activated carbon coupled with advanced biological wastewater treatment: A review of the enhancement in micropollutant removal. Science of the Total Environment, 790, 148050.
- Hoyer et al. (2022).** Kvartär rening vid sjölunda arv. Ozonering vid höga bromidhalter og regenerering af aktivt kol.
- Klimakompasset (2023).** Udarbejdet af Energistyrelsen i samarbejde med Erhvervsstyrelsen.
- KomS (2024).** Kompetenzzentrum Spurenstoffe-BW (KomS). Hjemmeside tilgængeligt november 2024: [www.koms-bw.de](http://www.koms-bw.de).
- KomS (2024b).** Oversigtskort over tyske anlæg med 4. rensetrin. [Link](#).
- KomS (2024c).** Oversigtskort over anlæg med 4. rensetrin i Baden-Württemberg. [Link](#).
- Konference (2024).** Mikroverunreinigungen auf ARA am 12. März 2024 in Luzern. [Link](#).
- Margot et al. (2014).** Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? Science of the Total Environment, 461-462, 480-498.
- Meier (2020).** Klimafreundlich gewässer schützen. Aqua & Gas, no. 2, 2020. [Link](#).
- Mikroschadstoffe (2024).** Mikroschadstoffe, Nordrhein-Westfalen. Hjemmeside tilgængeligt november 2024: [www.mikroschadstoffe.nrw.de](http://www.mikroschadstoffe.nrw.de).
- Miljøstyrelsen (2021).** Kortlægning af renseteknologier. Til målrettet spildevandsrensning for metaller og miljøfremmede stoffer på centralrenseanlæg.
- Miljøstyrelsen (2024).** Processpildevandsbehandling. Rensning af processpildevand fra rentvandsfabrikker til Power-to-X.

**Miljøstyrelsen (2024b).** Vejledning til indberetning til vandsektorens Parismodel 2.0.

**Pistocchi et al. (2022).** Treatment of micropollutants in wastewater: Balancing effectiveness, costs, and implications. *Science of the Total Environment*, 850, 157593.

**Schachtler (2019).** Ozonung ohne bromatbildung. *Aqua & Gas*, no. 12, 2019. [Link](#).

**Stapf et al. (2017).** Studie über Effekte und Nebeneffekte bei der Behandlung von kommunalem Abwasser mit Ozon.

**STOWA (2015).** Costs of Removal of Municipal General Cost Estimates for the Netherlands of Effluents of Wastewater Treatment Plants.

**STOWA (2024).** Evaluatie innovatieprogramma microverontreinigingen uit rwzi-afvalwater (IPMV).

**Sulaiman (2015).** Stability and removal of atorvastatin, rosuvastatin, and simvastatin from wastewater. *Environmental Technology*, 36(24), 3232-3242.

**Tambosi et al. (2009).** Physicochemical and Advanced Oxidation Processes - A Comparison of Elimination Results of Antibiotic Compounds Following an MBR Treatment.

**Torresi et al. (2017).** Diffusion and sorption of organic micropollutants in biofilms with varying thicknesses. *Water Research*, 123, 388-400.

**VSA (2018).** Elimination von Mikroverunreinigungen auf ARA. [Link](#).

**VSA (2018b).** Verfahrensüberblick zur biologischen Nachbehandlung bei der Ozonung. [Link](#).

**VSA GAK (2023).** Faktenblatt - aktueller Stand diskontinuierlich gespülte GAK-Filter. [Link](#)

**VSA Ozonering (2022).** Faktenblatt - Aktueller Stand Ozonung. [Link](#).

**VSA PAK+SF (2022).** Faktenblatt - Aktueller Stand «PAK-Dosierung vor einen Sandfilter». [Link](#)

**VSA (2024).** Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute (VSA). Hjemmeside tilgæng november 2024: [www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch).

**Wunderlin et al. (2017).** Elimination von organischen Spurenstoffen aus kommunalem Abwasser: Situation in Deutschland. *Aqua & Gas*, no. 1, 2017.

**Wunderlin et al. (2024a).** MV-Stufen stabil betreiben. *Aqua & Gas*, no. 1, 2024. [Link](#).

**Wunderlin et al. (2024b).** MV aus dem häuslichen Abwasser entfernen. [Link](#).