DANVA

ØSTROGENER I GRUNDVAND

LITTERATURSTUDIE

Definition, udledningskilder og skæbne i miljøet, samt fund i udenlandsk grundvand

DANVA **Rapport** nr. 10**8**, 2020

Østrogener i grundvand
Litteraturstudie

Definition, udledningskilder og skæbne i miljøet, samt fund i udenlandsk grundvand.

DANVA Vejledning nr. 108, 2020
1. udgave, 1. oplæg

ISBN: 978-87-92651-30-3

Udarbejdet for DANVA
Af Krüger:

Projektleder	Erik Jørgensen (Krüger A/S)
Projektmedarbejder	Ida Rasmussen (Krüger A/S)
Kvalitetssikring	Rasmus Boe-Hansen (Krüger A/S)
	Aviaja Anna Hansen (Krüger A/S)

DANVA
Vandhuset
Godthåbsvej 83
8660 Skanderborg

© DANVA sekretariat
www.danva.dk

Layout: Jørn Thomsen Elbo A/S

Indhold

1. Resume 5
2. Summary 7
3. Baggrund 9

4. Det danske grundvand 10
4.1 Beskyttelse af grundvandet 11

5. Østrogener 12
5.1 Naturlige østrogener 12
5.2 Syntetiske østrogener 13
5.3 Xenoøstrogener 13
5.4 Health effects 13
5.5 Østrogener, der potentielt truer det danske grundvand 14

6. Østrogen i miljøet 16
6.1 Udledning af østrogener til miljøet 16
6.2 Nedbrydning af østrogener i miljøet 18
6.2.1 I jorden 18
6.2.2 I grundvandet 21

7. Fund af østrogener og xenoøstrogener i grundvand 22
7.1 Danmark 23
7.2 Europa 24
7.2.1 Tyskland 25
7.2.2 Østrig 25
7.2.3 Frankrig 27
7.2.4 Italien 29
7.2.5 Spanien 29
7.2.6 Polen 27
7.3 Canada 31
7.4 USA 31
7.4.1 Illinois 32
7.4.2 Nebraska 33
7.2.3 Massachusetts 34
7.4.4 Missouri 35
7.5 Israel 36
7.6 Kina 37

8. Sammenfatning 38
9. Liste over forkortelser 41
10. Referencer 42

Bilag 1: Liste over kvalitetskrav for dansk drikkevand i
Uorganiske stoffer [88] i
Organiske stoffer [88] i
Kvalitetskrav til drikkevandets hovedbestanddel [89] ii
Kvalitetskrav til uorganiske sporstoffer [89] iii
Kvalitetskrav til organiske mikroforureninger [89] v
Liste over obligatorisk kontrol af pesticider og nedbrydningsprodukter [89] vii
Kvalitetskrav til mikrobiologiske parametre [89] viii

1. Resume

Tilstedeværelsen af østrogener og xenoøstrogener i miljøet, herunder grundvand og drikkevand, skaber stadig større bekymring blandt forskere og befolkningen. Østrogener og xenoøstrogener tilhører gruppen hormonforstyrrende stoffer, og kan blandt andet føre til nedgang i reproduktionsevnen i organismer, ved uønsket eksponering fra eksempelvis drikkevand.

Dette litteraturstudie fokuserer på udledningskilder og transport af østrogener og xenoøstrogener til grundvandet. Fund af 9 udvalgte østrogener og xenoøstrogener (østron, østradiol, østriøl, 17α-østradiol, ethinyløstradiol, nonylphenol, bisphenol A, octylphenol og atrazine) i grundvand belyses i international litteratur. Opsamlingsvis vil det vurderes, hvorvidt disse stoffer præsenterer en potentiel forureningskilde for det danske grund- og drikkevand.

Primære forureningskilder til det danske grundvand er udlægning af gylle og slam på dansk landbrugsjord, hvor østrogener og xenoøstrogener tilstede i gyllen og slammet, kan gennemgå mikrobiel nedbrydning, opblanding eller sorption til jordpartikler. På baggrund af stoffernes fysisk-kemiske egenskaber forventes det at stoffernes potentiale for at binde til jordpartikler er mellem til højt, mens den mikrobielle nedbrydning i jord er tidligere eksperimentelt dokumenteret.

Trods det at flere internationale studier bruger samme metode til at identificere, blandt andet, østrogener og xenoøstrogener i miljøprøver, er der stadig stor variation i detektionsgrænserne på tværs af lande og studier. Dette skyldes at detektionsgrænsen for stofferne afhænger af det pågældende laboratoriums begrænsninger. Den store variation af detektionsgrænser vanskeliggør sammenligning af fund i grundvandet. Derudover kan grundvandet i udenlandske studier spænde fra nydannet grundvand til meget gammelt grundvand, hvilket yderligere vanskeliggør sammenligningen af fund.

Resultaterne fra dette litteraturstudie, viser at der i varierende grad findes østrogener og xenoøstrogener i grundvand, i hele verden. De naturlige østrogener (heriblandt østron og østradiol) blev fundet i grundvandet ved højere koncentrationer i USA (58–390 ng/L for østron og 18–106,8 ng/L for østradiol) end de gjorde i resten af studierne (0,11–0,4 ng østradiol/L og 1,08–9 ng østron/L, i et enkelt tilfælde 310 ng østron/L for et deponiforurenet grundvandsmagasin). Der blev også observeret en tendens for højere koncentrationer af østron end der gjorde af østradiol, dette skyldes blandt andet at østradiol nedbrydes til østron, samt at østron har en længere halveringstid i jorden. Flere studier der havde undersøgt for tilstedeværelsen af de naturlige østrogener i grundvandet, fandt stofferne i koncentrationer under detektionsgrænsen og i andre tilfælde ikke til stede i grundvandet.

Xenoøstrogenerne nonylphenol, octylphenol og bisphenol A, blev detekteret ved højere koncentrationer end de naturlige østrogener. Derudover blev stofferne detekteret oftere end de naturlige østrogener. Dette er dog ikke nødvendigvis en reel afbildning af hvordan grundvandet ser ud, da disse stoffer inkluderes i flere grundvandsstudier og derfor har en større tilstedeværelse i litteraturen.

Der blev ikke observeret nogen sammenhæng mellem forureningskilde og koncentration af de undersøgte østrogener, hvilket indikerer at tilstedeværelsen af stofferne i grundvandet afhænger af jordforhold, grundvandsdybde og opholdstiden i jord og vand. Dog blev der observeret en tendens i studiet fra Østrig, hvor de industrielle xenoøstrogener (nonylphenol, octylphenol og bisphenol A), blev observeret nedstrøms for industrielle udløb og de naturlige østrogener blev fundet nedstrøms for bynære områder.

Konklusion på baggrund af nuværende viden

Det grundlag som det har været muligt at tilvejebringe for dette litteraturstudie, er kendetegnet ved, at der ingen studier er fra Danmark. Flere af studierne afspejler rammer og situationer, der ikke nødvendigvis er sammenlignelige med danske forhold. Det er derfor ikke muligt at fremkomme med en entydig konklusion mht. den risiko, som østrogener og xenoøstrogener udgør for det danske grundvand. Denne konklusion er hverken en friholdelse af risikoen fra østrogener og xenoøstrogener, eller det modsatte.

Når det danske grundvand i fremtiden analyseres, bør de påpegede forhold omkring detektionsgrænser, indtænkes i valg af laboratorium og i tilrettelæggelsen af resultattolkningen.

Når den enkelte forsyning gennemfører en risikovurdering for de enkelte kildepladser, kan det anbefales også at kunne beskrive opholdstiden i jord og vand, da disse forhold påvirker komplekse stoffers nedbrydning i jordsøjlen.

2. Summary

The presence of estrogens and xenoestrogens in the environment, including groundwater and drinking water, is of growing concern in the scientific and general communities. Estrogens and xenoestrogens belong to the group of endocrine disruptors. Exposure of these hormones and chemicals, for example through drinking water, can lead to adverse consequences for the exposed organism, like a decrease in reproductive fitness.
This literature study will focus on the potential sources of estrogen and xenoestrogenic discharge to the groundwater. The findings of 9 chosen estrogens and xenoestrogens (estrone, estradiol, estriol, 17α-estradiol, ethynylestradiol, nonylphenol, bisphenol A, octylphenol and atrazine) in groundwater from the international literature will be presented, along with an assessment of the potential for estrogen contamination of the Danish drinking and groundwater.

The main sources of contamination of Danish drinking and groundwater are through soil enrichment from biosolids and animal manure. Estrogens and xenoestrogens present in the manure and biosolids can undergo microbial degradation, dispersal or sorption to soil particles. As a result of the physiochemical properties of the compounds, they are expected to sorp to the soil particles or undergo microbial degradation.

Many international studies are using the same method to detect the presence of estrogens and xenoestrogens in environmental samples, however there is a large variation in the levels of detection and quantification of the compounds across countries and studies. This is a result of limitations to the method in different laboratories. The variation in levels of detection and quantification complicates the comparison of results. Furthermore, the definition of groundwater is different across countries and studies which further complicate the matter of comparing the results of the studies.

Results from internationally published studies on the presence of estrogens and xenoestrogens in the groundwater, indicates that there is a large variability in the presence of these compounds. Natural estrogens (including estrone and estradiol) was found at higher concentrations in the groundwater of USA (58–390 ng/L for estrone and 18–106.8 ng/L for estradiol) than of the rest of the studies (0.11–0.4 ng estradiol/L and 1.08–9 ng estrone/L, 390 ng estrone/L in landfill contaminated groundwater). Estrone was generally observed at higher concentrations in the groundwater than estradiol. This is a result of degradation of estradiol to estrone and that estrone has a longer half-life in the soil. Several studies did not identify estradiol in groundwater at levels above quantification, which could suggest that the compound does not reach the groundwater.

The xenoestrogens nonylphenol, octylphenol and bisphenol A, was detected at higher concentrations than the natural estrogens. Furthermore, these compounds were detected more frequently than the natural estrogens. This however, does not necessarily depict the real situation of contamination of the groundwater, but might be a result of these compounds being studied more often in the groundwater than those of natural estrogens.

No correlation between source and level of contamination of the groundwater can be observed in this literature study, which indicates that the presence of estrogens and xenoestrogens depends on the soil properties, depth of groundwater and the retention time in soil and water. However, a study from Austria found a higher presence of industrial xenoestrogens (nonylphenol, octylphenol, and bisphenol A) downstream industrial effluents and a higher presence of natural estrogens downstream from and near urban areas.

Conclusion based on current knowledge

The basis that it has been possible to provide for this literature study is characterized by the fact that there are no studies from Denmark. Several of the studies reflect frameworks and situations that are not necessarily comparable with Danish conditions. It is therefore not possible to come to a clear conclusion regarding the risk that oestrogens and xenooestrogens pose to the Danish groundwater. This conclusion is neither an exemption from the risk of oestrogens and xenooestrogens, nor the opposite.

When the Danish groundwater is analysed in the future, the pointed out conditions around detection limits should be taken into account in the choice of laboratory and in the organization of the interpretation of results.

When the individual utility carries out a risk assessment for the individual ground water source, it may also be recommended to be able to describe the residence time in soil and water, as these conditions affect the degradation of complex substances in the soil column.

3. Baggrund

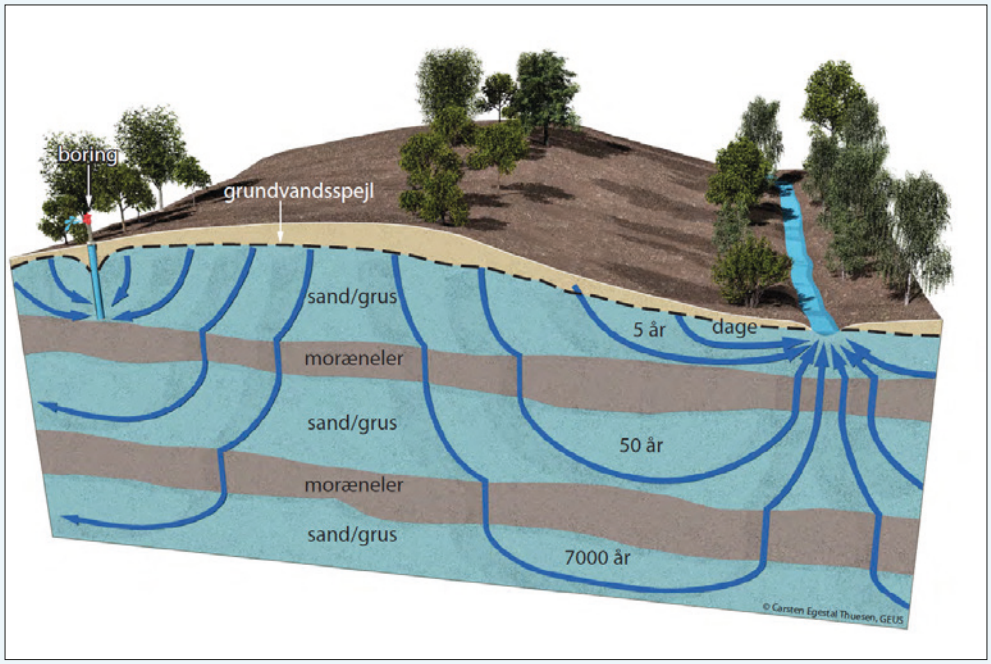
Gennem de sidste 20 år har der været et øget fokus på menneskeskabt forurening af miljøet, herunder har der været et særligt fokus på forurening af vandmiljøet. Et emne indenfor menneskelig forurening i vandmiljøet er hormonforstyrrende stoffer. Disse stoffer kan påvirke den naturlige hormonbalance i værtsorganismer, hvilket kan have store effekter på deres helbred og reproduktionsevner. Indenfor hormonforstyrrende stoffer findes østrogener og xenoøstrogener (østrogener der ikke normalt optræder i organismen). Det stigende fokus på hormonforstyrrende stoffer, herunder østrogen og xenoøstrogener, har givet anledning til bekymring om påvirkning af grundvandet fra udledning af blandt andet gylle og slam på de danske landbrugsarealer.

Dette litteraturstudie fokuserer på kilder til østrogener og xenoøstrogener i miljøet, samt deres potentiale for at ende i grundvandet. Studiet er gennemført i medio maj til medio juli 2019 og beskriver østrogeners vej til grundvandet, målemetoder og internationale studiers fund af østrogener og xenoøstrogener i grundvandet, samt en vurdering af potentialet for forurening af østrogener og xenoøstrogener i det danske grund- og drikkevand.

4. Det danske grundvand

Grundvand er defineret som det vand, der ligger under grundvandsspejlet, også kaldet grundvandszonen. Grundvandsspejlet beskriver grænsen mellem den mættede og umættede zone. Grundvandsspejlet kan flytte sig op og ned i jordlaget, afhængig af blandt andet nedbør, indvinding af grundvand, type af jordlag (porøsitet) og årstid. Grundvandsspejlet ligger højest i foråret, omkring april, og lavest i efteråret omkring oktober. Der dannes hele tiden nyt grundvand og dannelsen af nyt grundvand sker typisk i vinterhalvåret.[1].

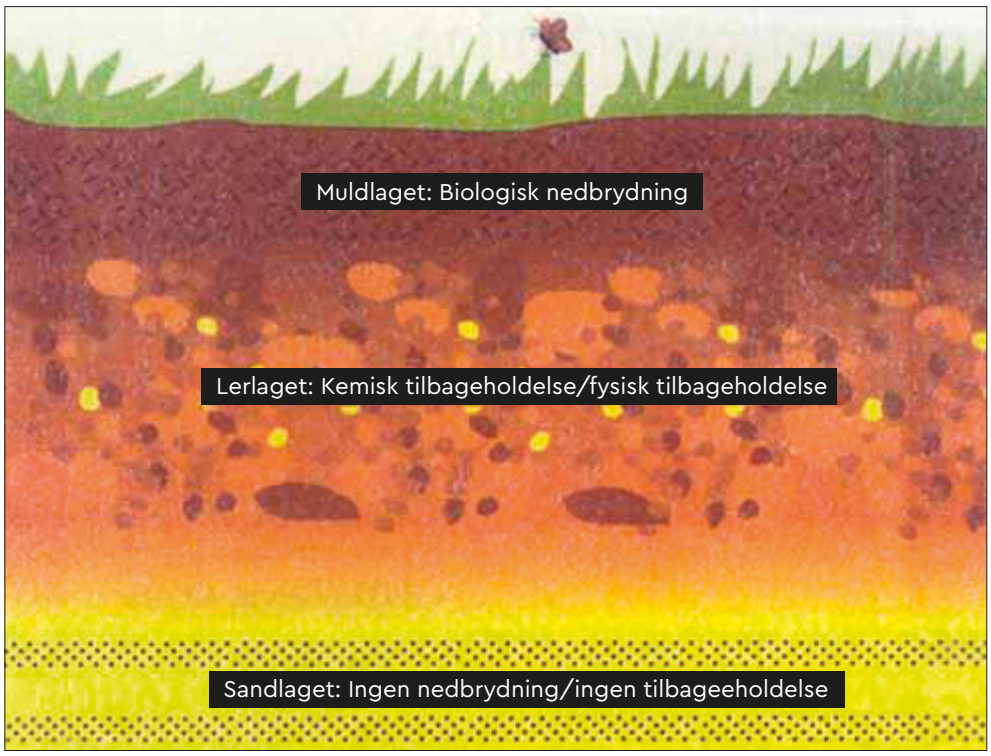
I jorden bliver vandet primært transporteret lodret indtil det når grundvandsspejlet, hvorefter det typisk vil bevæge sig vandret mod områder hvor grundvandet ligger lavere (se Figur 1). I sandet jord kan vand transporteres op til 4 meter om året, hvor vandet i lerjord kun transporteres cirka en halv meter om året [2], transporten kan dog være meget hurtigere, m/døgn.. Når vand der løber gennem et sandlag, møder et lerlag vil det typisk samle sig på toppen af laget og strømme til siden indtil det rammer et område, hvor det kan løbe lodret igen. Det kan blandt andet være ved sprækker i lerlaget eller områder hvor lerlaget stopper. Sprækker i lerlaget har potentiale for at transportere vandet gennem lerlaget ved højere hastighed end normalt. Hvis lerlaget er skålformet kan der dannes et sekundært grundvandsmagasin, hvor alderen af vandet er yngre end vandet i et primært grundvandsmagasin.



Figur 1: Vandets transport og alder i jorden [3].

Generelt er det sådan, at jo dybere vandet ligger, jo ældre er det (se Figur 1) [1]. I Danmark ligger de primære grundvandsmagasiner ved forskellige dybder typisk fra 30 til 2–300 meter. De ligger typisk i sand, grus og kalkaflejringer. De sekundære grundvandsmagasiner findes tættere mod jordoverfladen, hvorfor de er yngre end de primære grundvandsmagasiner og mere følsomme overfor forurening og hurtig tømning ved indvinding [1].

Når vandet transporteres gennem de forskellige jordlag kan det trække forureninger med ned til grundvandet. Den største del af nedbrydelse og tilbageholdelse af forurening sker i de øverste jordlag, inden vandet når grundvandsspejlet. Derudover har jordtypen og porøsiteten stor betydning for transporten af forurenende stoffer til grundvandet. Generelt kan det siges at jo mere porøst jorden er, jo lavere potentiale for at tilbageholde forurenende stoffer (se Figur 2) [4]. En anden måde hvorved forureninger kan transporteres til grundvandet er ved kolloider [5], denne transportproces vurderes ikke til at være en væsentlig forureningskilde ved de primære grundvandsmagasiner.



Figur 2: Model for den naturlige rensningsproces, der finder sted i jordlagene [4].

Det grundvand der indvindes til drikkevand i dag, har typisk en alder på 30–50 år [2], hvilket betyder, at vandet vi drikker i dag er påvirket af nedbør og forureningskilder, der var til stede i 70'erne og før. Drikkevandet kan dog være op til mange hundrede år gammelt, og drikkevandsrenheden varierer derfor meget fra grundvandsmagasin til grundvandsmagasin.

4.1 Beskyttelse og monitering af grundvandet

Historisk set har man i Danmark fokuseret på forebyggelse af grundvandsforureninger som alternativ til rensning. Derfor har myndighederne gennem mange år stillet restriktive krav til og anlagt omfattende regulering af industriens og landbrugets potentielle udledninger, der kan true grundvandet. Beskyttelse af grundvandet reguleres og overvåges blandt andet gennem grundvandsovervågning og forskellige forebyggelsesplaner og bekendtgørelser (liste fra [6]):

- De nationale vandplaner
- Pesticidhandlingsplaner
- Den nationale godkendelsesordning for pesticider.
- Harmonikrav for udspredning af husdyrgødning mv.
- Tilladelses- og godkendelsesordninger for en række aktiviteter så som udspredning af slam
- Tilladelses- og godkendelsesordninger for placering og drift af anlæg som for eksempel spildevandsanlæg, listevirksomheder, husdyrbrug mv.
- Den offentlige indsats mod jordforurening

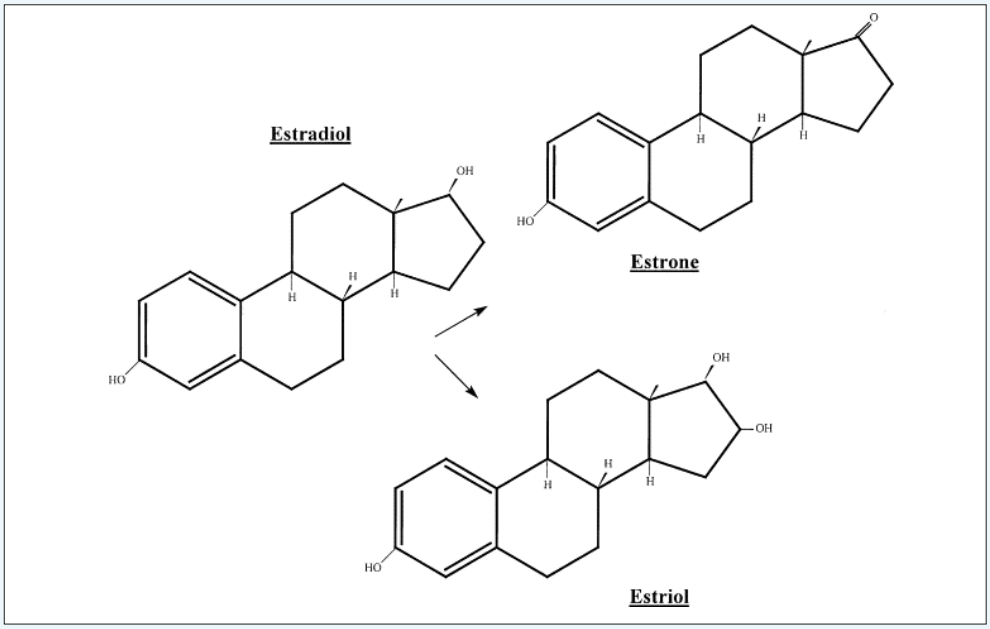
Moniteringen af drikkevandskvaliteten sker i forhold til drikkevandsbekendtgørelsens krav.

5. Østrogener

Østrogener et en gruppe af kønshormoner, der er vigtige i det kvindelige hormonsystem. Østrogenvirkning er involveret i funktionen af de kvindelige kønsorganer, produktion af proteiner i blandt andet leverceller, styrke og vækst af knogler og udvikling af sekundære kønskarakterer i kvinder. Inde i cellerne vil østrogenerne binde til østrogenreceptorer og initiere en respons i organismen [8].
Østrogener kan opdeles i naturlige østrogener, syntetiske østrogener og xenoøstrogener. Fælles for alle er, at de kan binde til østrogenreceptorer i celler hos mennesker og dyr.

5.1 Naturlige østrogener

Naturlige østrogener dannes i kroppen hos dyr og mennesker. De mest almindelige naturlige østrogener er østron (E1), østradiol (E2) og østriol (E3) (se Figur 3).



Figur 3: Kemisk struktur på de naturlige østrogener, Estrone (E1), Estradiol (E2) og Estiol (E3) [9].

Hos kvinder er de primære østrogener E1 og E2. De cirkulerer i ligevægt i blodet og nedbrydes til E3 i leveren [8]. Alle tre stoffer findes også naturligt i mænd, men ikke i så høje koncentrationer som i kvinder (se Tabel 1 for østrogenudskillelse i mænd og kvinder). Østrogenerne vil typisk udskilles som konjugerede (inaktive) østrogener [10], men kan ved udledning omdannes til aktive stoffer i miljøet.

Husdyr udskiller også forskellige typer af naturlige østrogener i deres urin og fæces, fx udskiller kvæg ≥ 90 % af østrogenerne som 17α-østradiol, E2 og E1. Hvor svin og fjerkræ hovedsageligt udskiller E2, E1 og E3 [11].

Der er stor variation i mængden af den daglige udskillelse af naturlige østrogener, både i mennesker og i husdyr. Generelt udskiller drægtige individer mere østrogen, mens hanner udskiller den laveste mængde østrogen (se Tabel 1).

Tabel 1: Niveau for østrogenudskillelse i mennesker og husdyr

	E1 [µg/d]	E2 [µg/d]	E3 [µg/d]	Total mængde østrogen [µg/d]	Reference
Voksen mand	3,51	1,83	3,21		[12]
Menstruerende kvinde	9,32	6,14	17,4		[12]
Gravid kvinde	787	277	9850		[12]
Kvæg				145,23–179,27	[13]
Svin				42,56–219,25	[13]
Fjerkræ				0,66–12,78	[13]

5.2 Syntetiske østrogener

Syntetiske østrogener er typisk produceret til farmakologisk brug og produceres ofte til at have en højere østrogenaktivitet end de naturlige østrogener [14]. Syntetiske østrogener kan bruges i prævention og til kræftbehandling af fx brystkræft [8]. Det mest almindelige syntetiske østrogen er ethinylestradiol (EE2). EE2 har omtrent samme østrogenaktivitet som E2 [10].

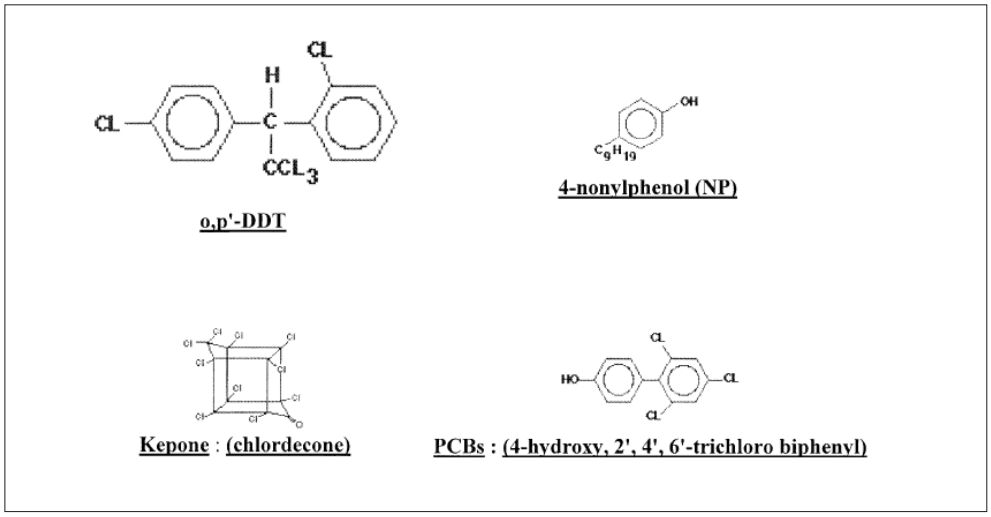
5.3 Xenoøstrogener

Xenoøstrogener er naturlige og syntetiske stoffer der ikke naturligt findes i miljøet eller værtsorganismen, og som har en østrogenlignende effekt. Det vil sige at de kan binde til østrogenreceptorer i mennesker og dyr [8], [15] og forårsage en hormoneffekt. Af naturlige xenoøstrogener, er fytoøstrogen nævneværdigt. Fytoøstrogener er naturligt producerede østrogener i planter der påvirker vækst hos planterne [16], men kan i planteædere lede til utilsigtede reproduktionseffekter [9]. Fytoøstrogener findes i mange madvarer og er en naturlig del af human indtagelse af xenoøstrogener. Det er vurderet at det daglige indtag af isoflavonoider(en type af phytoøstrogener) ligger mellem 1 og 3 mg per dag [17]humans can be exposed to exogenous estrogenic compounds (xenoestrogens.

Hvad angår xenoøstrogener, findes de i flere forskellige grupper, blandt andet i insekticider (o, p'-DDT, endosulfan), herbicider (alachlor, atrazin og nitrofen), fungicider (benomyl, tributyl), industrielle kemikalier (PCB'er, dioxin, benz(a)pyrene), husholdningsmidler (nedbrydningsprodukter af rensemidler og overfladeaktive stoffer, såsom nonylfenol (herefter: NP) og octylfenol (herefter: OP)), plastblødgørere (bisfenol A (herefter: BPA), phtalater), samt farmaceutiske stoffer (DES, cimetidine) [9].

5.4 Sundhedseffekter

Når østrogener ender i en værtsorganisme, kan det have både ønskede og uønskede virkninger. De naturlige hormoner vil binde sig naturligt til hormonreceptoren og skabe den ønskede hormoneffekt. Når et uønsket naturligt eller syntetisk østrogent stof ender i en værtsorganisme kan det skabe en forstyrrelse af den naturlige hormonbalance. Det kan både være ved at efterligne den naturlige hormoneffekt (agonistisk effekt), ved at blokere den naturlige hormoneffekt (antagonistisk effekt), eller i nogle tilfælde at gå uden om østrogenreceptoren og skabe en hormoneffekt uafhængig af receptoren [15].



Figur 4: Eksempler på xenoøstrogener [9].

Effekterne af østrogener i dyr er mangeartede. Flere rapporter og reviews er udgivet, hvor effekterne ved utilsigtet østrogenudsættelse er beskrevet for specifikke arter, samt generelt i dyregrupper (fylum og klasser) [18]–[20].

Også i Danmark er der set alvorlige effekter på vilde ferskvandsfisk. Der er blandt andet observeret intersex hos hanskaller i et dansk vandløb (Kristrup Landkanal) [21]. I samme studie blev der observeret et forhøjet niveau af blommeproteinet vitellogenin i bækørredhanner ved Voel Bæk. Samme effekter ved ferskvandsfisk er også observeret i England [22], USA [23] og Frankrig [24].

Af andre alvorlige effekter i dyr kan nævnes imposex i marine bløddyr (udvikling af hanlige kønsdele i hunner), samt svækket reproduktionsevne og anormaliteter i reproduktionssystemer i alligatorer og ferskvandsskildpadder [25], [26].

For mennesker kan der ikke laves direkte forsøg på organismen, ligesom det er muligt for mange forsøgsdyrDerfor testes effekter hovedsageligt på cellelinjer, fx MCF-7 brystkræftscelle linjer og 'yeast estrogenic screening assays' (YES-assays) [27]. Ved at se hvilke gener der aktiveres ved påvirkning af fx østrogener og xenoøstrogener kan det estimeres hvor skadeligt et stof er for mennesker. Derudover sammenlignes der også med dyreforsøg, blandt andet gnavere. Flere studier peger på at der er sammenhæng mellem østrogeneksponering og nedgang i sædkvalitet [28], misdannelser i genitalia hos drengebørn[29] samt æggestok- og testikel- og prostetaakræft [25]

5.5 Østrogener, der potentielt truer det danske grundvand

Det er ikke muligt at forudsige stoffers eventuelle østrogene effekt baseret alene på deres struktur [9].

Ved godkendelse af fx nye farmaceutiske stoffer er det ikke et krav at der fremlægges dokumentation for nedbrydning og miljøeffekter i sammenhænge hvor stoffet ikke er tiltænkt anvendt [30]. Typisk vil et stof eller dets metabolitter østrogenitet ikke blive testet før, der er en formodning om, at stoffet kan have en østrogeneffekt. Der er dog kommet mere fokus på dette og EU's kemikalielovgivningsenhed REACH tester nu hele tiden nye stoffer, der har en formodet hormoneffekt [31].

Der findes ingen udførlig liste over østrogenvirkende stoffer, da der konstant er nye stoffer, der føjes til listen. I dette litteraturstudie er der udvalgt 10 naturlige østrogener og xenoøstrogener (se Tabel 2). De er udvalgt på baggrund af, at de er de mest undersøgte stoffer i publiceret litteratur, samt at der generelt er mere viden om disse stoffers forekomst i miljøet.

Tabel 2: Udvalgte østrogener og xenoøstrogener til undersøgelse i dette litteraturstudie. PNEC værdier angivet for ferskvandsfisk.
[a]: Tal findes ikke for OP, men 4t-OP.

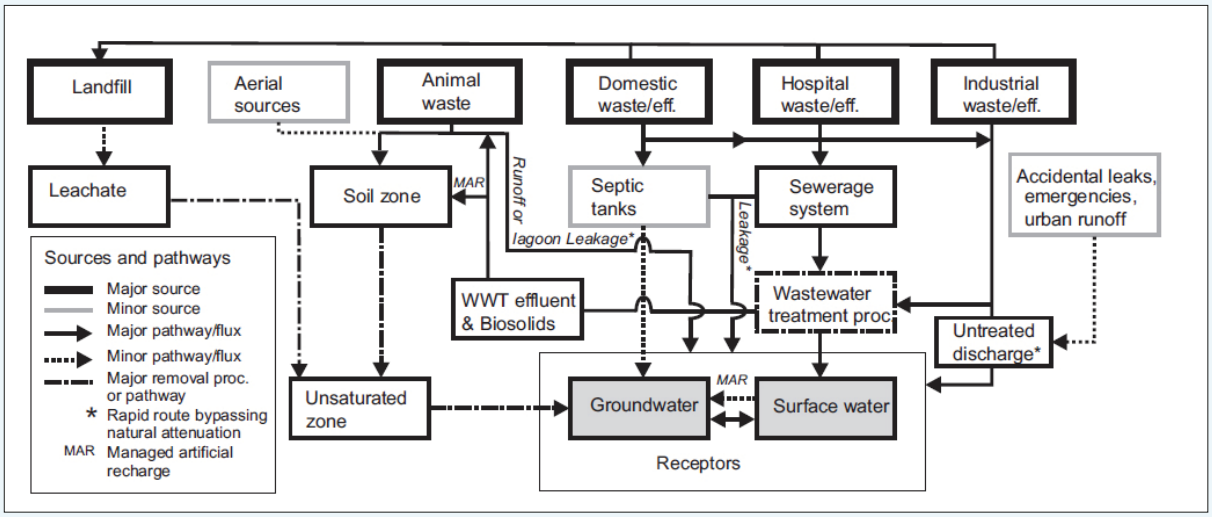
Stofnavn	Type	PNEC	Acceptabelt dagligt indtag / Tolerabelt dagligt indtag (TDI)		Østradiol (E2)
Østron (E1)	Naturligt østrogen (nedbrydningsprodukt af E2)	6 ng/L [32]	50 µg/dag for kvinder 1 µg/dag for mænd [20]		0,38 [33]
Østradiol / 17β-østradiol (E2)	Naturligt østrogen	2 ng/L [32]		50 ng/kg kropsvægt [34]	1 [33]
Østriol (E3)	Naturligt østrogen (nedbrydningsprodukt)	60 ng/L [32]	-		2,4*10^-3 [33]
Ethinyløstradiol (EE2)	Syntetisk østrogen	0,1 ng/L [32]	0,007 µg/dag [35]		1,19 [33]
Nonylphenol (NP)	Alkylphenol	0,33 µg/L [36]		TDI: 5 µg/kg kropsvægt [37]	2,5*10^-5 [33]
Bisphenol A (BPA)	Plastblødgører	1,6 µg/L [38]		TDI: 0,05 mg/kg kropsvægt [39]	1,1*10^-4 [33]
Octylphenol (OP)	Alkylphenol	0,122 µg/L[a] [37]	-		7,8*10^-6 [33]
Atrazin	Pesticid (Herbicid)	0,344 µg/L [40] Kvalitetskrav i grundvand: max 0,10 µg/L		0,5 µg/kg kropsvægt [41]	-

Nedbrydningsprodukter for OP og NP er identificeret (blandt andet NP1EO og OP1EO) til at have østrogenaktivitet. Stofferne er dog sjældent blandt de undersøgte stoffer i studier, hvorfor tilstedeværelsen af disse stoffer i grundvand ikke vil inkluderes i dette litteraturstudie

6. Østrogen i miljøet

6.1 Udledning af østrogener til miljøet

Af kilder til østrogener i miljøet kan nævnes; spildevand, afstrømning, perkolat fra deponeringsanlæg og spredning af husdyrgødning og spildevandsslam på marker (se også Figur 5). Ydermere, er pesticidanvendelse også en reel forureningsfaktor for grundvandet, hvorfor der i EU er udstedt en grænseværdi for pesticider i grundvandet på 100 ng/L [42]. Der har været rigtig meget fokus på østrogener i overflade- og spildevand. Blandt andet har et dansk Miljøprojekt nr. 729 fra 2002 meget udførligt beskrevet, hvordan og hvorfra østrogener og xenoøstrogener ender i spilde- og overfladevand, samt hvilke effekter de kan have på det akvatiske miljø [43].



Figur 5: Kilder til østrogener (og andre organiske kontaminanter) i grundvand [44].

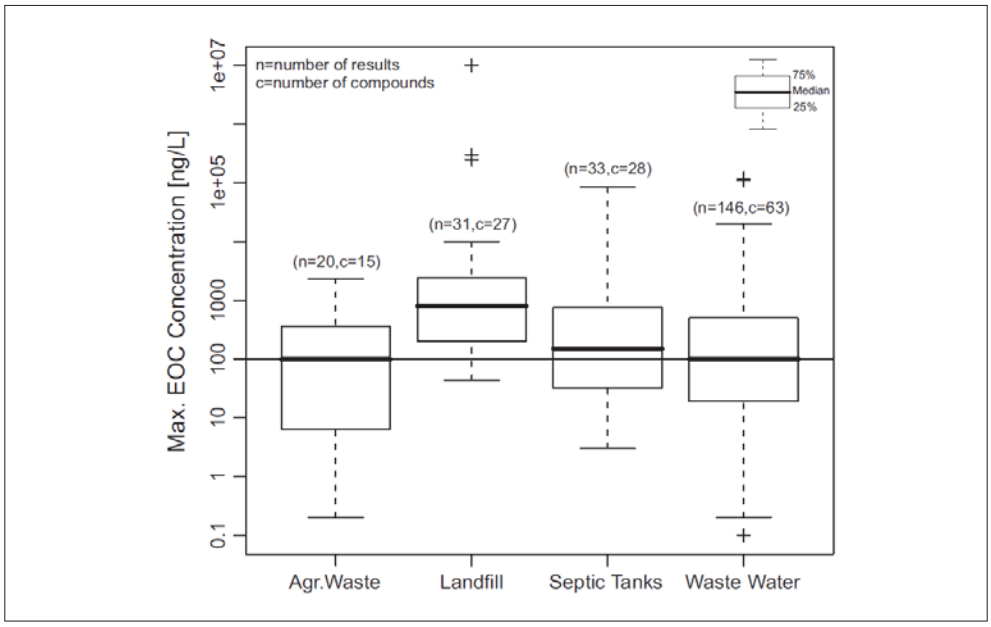
Af hovedveje til det akvatiske miljø er det specielt afstrømning og renset spildevand der bidrager med østrogener,vor det i det terrestriske miljø hovedsageligt er husdyrgødning og perkolater der bidrager til østrogener [20]. Grundvandsforureningskilder kan deles op i punktkilder og diffuse kilder [44]. Blandt punktkilderne kan nævnes (renset) industrielt- og husholdningsspildevand, spildevandsoverløb, deponeringsanlæg og septiktanke. Diffuse kilder bliver beskrevet som 'dårligt definerede diffuse kilder der typisk har en større geografisk udbredelse' og beskriver blandt andet landbrugsafledning af husdyrgødning, rengvandsafstrømning, samt diffus luftaflejring [44] (se Tabel 3 for østrogenkoncentrationer i udledningskilder). De ovennævnte forhold beskriver udenlandske forhold.

Den mest undersøgte udledningskilde til grundvand, i udlandet, er spildevand (Figur 6; n=146, c=64). Når renset spildevand udledes til overfladevand har det potentiale for at bidrage med østrogener og xenoøstrogener til grundvandet. I Danmark er dette potentiale lavt, idet det danske overfladevand hovedsageligt stammer fra grundvandet [1].

I Danmark reguleres udledning af perkolat fra deponeringsanlæg i deponeringsbekendtgørelsen, BEK nr 1049:2013[45]. Blandt andet skal perkolatet opsamles og behandles i minimum 30 år efter, at deponeringsanlægget er nedlukket, således der ikke sker en forurening af nærliggende overfladevand eller grundvandet. Opsamlingen og behandlingen kan først ophøre når myndighederne vurderer, at der ikke længere findes en uacceptabel risiko for forurening af det omkringliggende miljø, såsom jord, grundvand og nærliggende overfladevand [46]. Det er derfor ikke sandsynligt, at der i godkendte danske deponeringsanlæg sker en nedsivning af xenoøstrogener til grundvandet, om der kan være en risiko fra deponeringsanlæg inden denne lov trådte i kraft er ikke til at vide

En anden vigtig udledningskilde for østrogener og andre organiske forureningsstoffer til grundvand, ifølge Lapworth et al., er septiktanke (se Figur 6; n=33, c=28). Det er blandt andet på baggrund af, at det ikke er let at overvåge og regulere eventuel forurening fra disse kilder, og lækage af septiktanken [44]. I den Europæiske Union beskriver EN 12566) der beskriver generelle krav til septiktanke [47]. I Danmark reguleres dette i Spildevandsbekendtgørelsen BEK nr 726 [48]

Potentialet for forurening af grundvandet opstår når østrogener og xenoøstrogener ikke opnår komplet nedbrydning og fjernelse i renseanlæggende og derfra påføres markerne i form af spildevandsslam [44], [50],samt når husdyrgødning tilføres markerne. Stofferne kan også nå grundvandet ved suspendering i kolloider, eller ved sprækketransport i jordlagende [5].



Figur 6: Boxplot der beskriver den maksimale koncentration af nye organiske forurenende stoffer (EOC) målt i grundvand fra 4 hovedkilder: Landbrugsaffald (Agr.Waste; slam og vand fra spildevandslaguner), Deponeringsanlæg (Landfill), Septiktanke (Septic Tanks) og Spildevand (Waste Water; industrielt og kommunalt). Til sammenligning er EU's grænseværdi for pesticider i drikkevand indsat som horisontal linje. Baseret på 69 udgivelser. [44].

Tabel 3: Fordeling af østrogen og xenoøstrogenkoncentrationer i udledningskilder.
[a]: USA, b: Danmark, c: værdier på tværs af lande

	E1	E2	E3	17α-østradiol	EE2	NP	OP	BPA
Afvandet spildevandsslam	1,5–190 ng/g tørstof[c] [51]	0,025–630 ng/g tørstof[c] [51]	1,126–63 ng/g tørstof[c] [51]	426,6 ng/g tørstof[a] [52]	1,12–158 ng/g tørstof[c] [51]	0,5–1,8 mg/kg tørstof[b] [53]		
Fjerkrægylle	44,2 ng/g tørstof[a] [52]	149,8 ng/g tørstof[a] [52]		92,7 ng/g tørstof[a] [52]				
Kvæggylle	16,1 ng/g tørstof[a] [52]	16,6 ng/g tørstof[a] [52]		6,2 ng/g tørstof[a] [52]		0,3 mg/kg tørstof[b] [53]		
Spildevand (renset)	<1,0–6,1 ng/L [b][43]	<1,0–2,5 ng/L[b] [43]			<1,0–7,0 ng/L[b] [43]	<0,05-3,6 µg/L[b] [43]	<0,1 µg/L[b] [43]	<0,1–6,2 µg/L[b] [43]
Overfladevand	0,2–0,3 ng/L[b] [43]	<0,4–0,8 ng/L[b] [43]			<0,5–1,5 ng/L[b] [43]	<0,05-0,29 µg/L[b] [43]	<0,1 µg/L[b] [43]	<0,001-0,44 µg/L[b] [43]
Perkolat								1,4–320 µg/L[b] [54]

Note: Svinegylle fremgår ikke af de nævnte kilder.

6.2 Nedbrydning af østrogener i miljøet

6.2.1 I jorden

Når østrogener og xenoøstrogener ender i det terrestriske miljø, vil størstedelen ende i overfladevandet via overfladeafstrømning [44]. Men som det ses i Figur 5 kan forureninger (deriblandt østrogener og xenoøstrogener) også ende i jordsøjlen gennem husdyraffald der udlægges på marker. Her kan der ske flere ting, blandt andet kan stofferne sorbere til jordpartiker, nedbrydes af mikroorganismer og ionudveksle i jorden, samt ved redoxprocesser [44]. Ydermere kan østrogener og xenoøstrogener blive fotonedbrudt, det vil sige at der sker en nedbrydning når de udsættes for syntetisk eller naturligt sollys [55] – en proces der er vigtig for at mindske tilstedeværelsen af fx NP i jorden [55].

Halveringstiden for et stof kan bruges som indikator for hvor persistent stoffet er i jorden. Et persistent stof har en halveringstid på > 120 dage, mens et let nedbrydeligt stof vurderes at have en halveringstid på <60 dage [5]. Naturlige østrogener vurderes til at være let nedbrydelige i jorden (halveringstid 0,7–4,9 dage) [56].

Binding til jordpartikler (sorption)

Naturlige østrogener fjernes hovedsageligt fra vandfasen ved sorption til jordpartikler. Evnen til at binde til jordpartiklerne afhænger af jordtypen, samt octanol-vand koefficienten (K_{ow}). Generelt kan det siges at stoffer med en log K_{ow} på 2,6–4,0 har mellemstort potentiale for at binde til jordpartiklerne, hvor potentialet er stort ved log K_{ow} > 4,0 [5], [55], [57], ydermere er der større potentiale for at binde til lerholdige jorde i forhold til sandholdige jorde [57]. Et stofs evne til at sorbere til jordpartikler kan simpelt beskrives

med fordelingskoefficienten K_d, der kan tage højde for jordens indhold af organisk kulstof (K_{oc}) [5], men afhænger af flere faktorer, blandt andet vandopløselighed, pH og indholdet af organisk stof i jorden.

Miljøministeriet har lavet en inddeling af hvordan Log K_{ow} og K_d er bestemmende for stoffers binding til jorden (se Tabel 4) [5].

Tabel 4: Inddeling af organiske stoffers binding (sorption) til jord [5].

Binding	Lav	Mellem	Høj
	Log K_{ow} < 3	3 ≤ log K_{ow} ≤ 4	Log K_{ow} > 4
	K_d < 10	10 ≤ K_d ≤ 100	K_d > 100

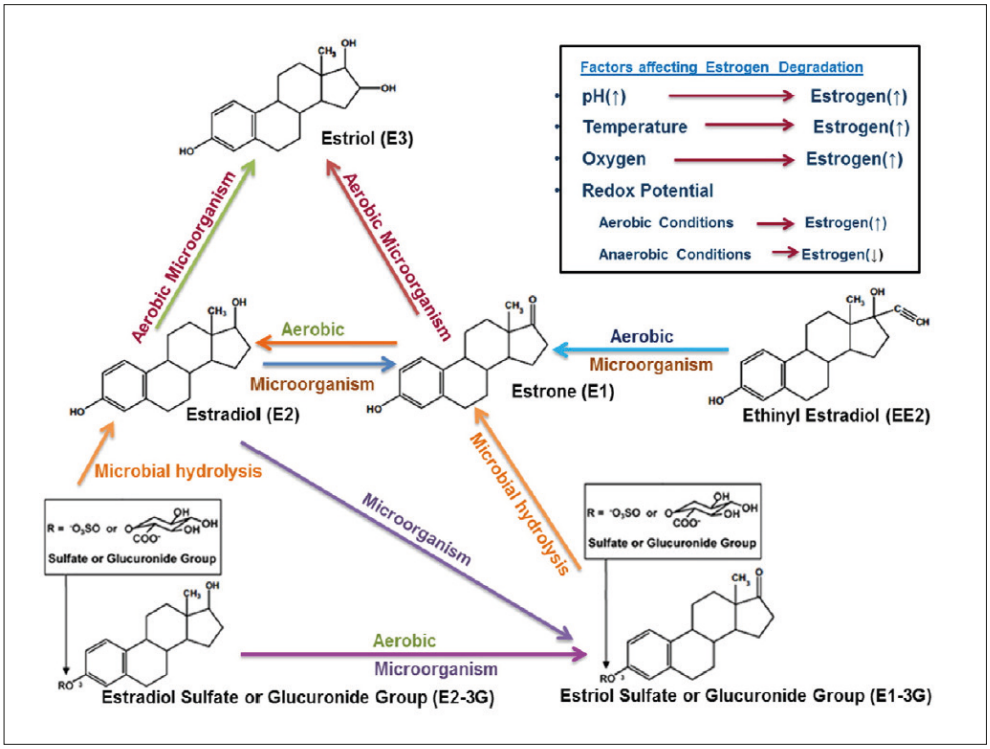
Ud fra Tabel 5, kan det observeres at de udvalgte østrogener og xenoøstrogener har et mellem-højt potentiale for, at binde til jordpartikler.

Tabel 5: Log K_{ow} og K_d-værdier for udvalgte østrogener og xenoøstrogener.
[a]: Værdi for 4-n-NP, [b]: Værdi for 4-t-OP

	E1	E2	E3	17α-østradiol	EE2	NP	OP	BPA	Atrazin
Log K_{ow}	3,13 [58]	4,01 [59]	2,45 [59]	4,01 [59]	3,37 [20]	5,71 [58]	4,12 [60]	5,6 [58]	2,61 [58]
K_d	54 [61]	65 [61]	28 [61]	-	85 [61]	1375[a] [61]	129[b] [61]	20 [61]	-

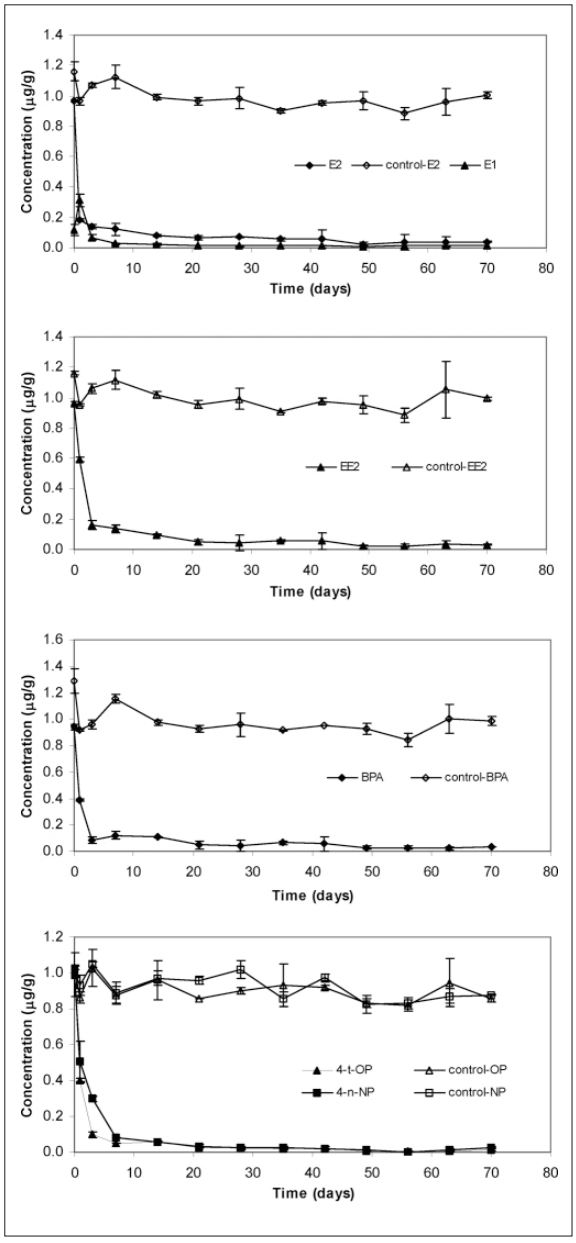
Mikrobiel nedbrydning

Den største mikrobielle nedbrydning af østrogener foregår i de aerobe jordlag (Figur 2). Mikroorganismer i det aerobe jordlag kan omdanne en østrogen (fx E2) til en anden, østrogen (fx E3), se Figur 7. Blandt andet er det primære nedbrydningsprodukt for E2, E1 [20], [44], men det kan også omdannes til E3. Nedbrydningen af E2 til E1 kan dog også foregå under anaerobe forhold [20].

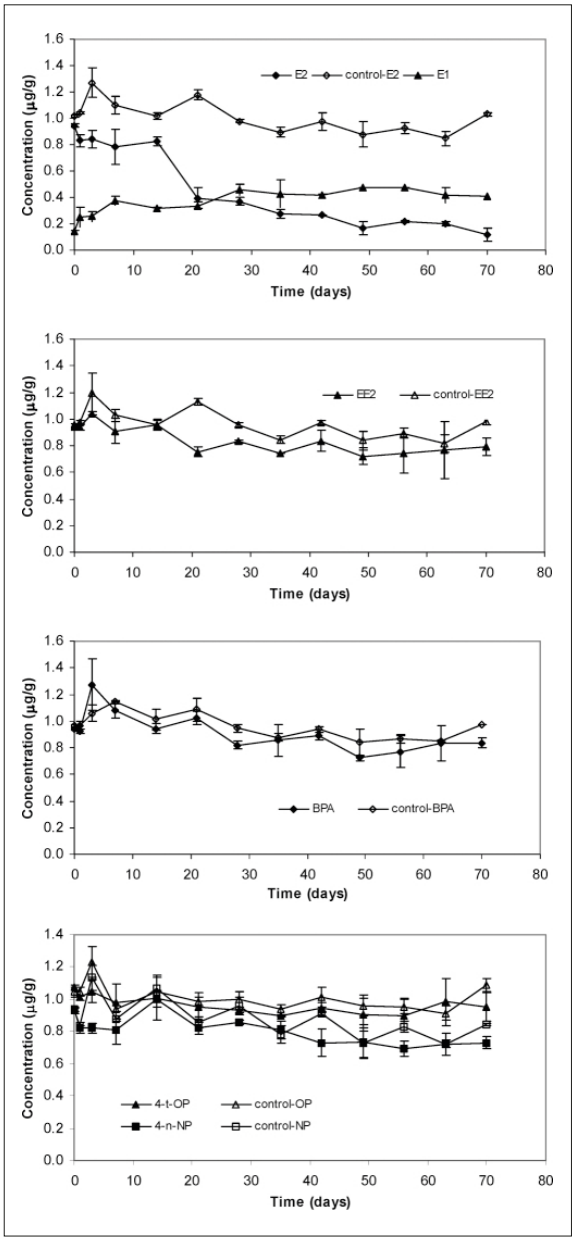


Figur 7: Mikrobiel nedbrydning og omdannelse af naturlige og syntetiske østrogener [20].

Et studie [61] har testet den mikrobielle nedbrydning af 5 østrogener og xenoøstrogener (E2, EE2, BPA, OP og NP) i lerjord under aerobe (Figur 8) og anaerobe (Figur 9) forhold. De fandt at E2 blev nedbrudt i både aerobt og anaerobt lerjord, men at der for resten af de testede stoffer kun skete en nedbrydning i aerobt lerjord. I aerobt jord faldt koncentrationen af de testede stoffer til <0,2 µg/g inden for de første 10 dage af forsøget. Konklusionen var at de 5 stoffers potentiale for at akkumulere i vel-iltet lerjord var lav. Derudover forventer studiet, at stofferne sorberer til organisk materiale i jorden og derfra bliver nedbrudt [61]. Et andet studie har vurderet halveringstiden for E2 i lerjord til at være op til 61 timer [57]. Selvom E2 har en hurtig halveringstid (typisk 0,8–1,1 dage i jord [56]), kan nedbrydningsproduktet E1 have en længere nedbrydningstid i jorden (2,8–4,9 dage i jord [56]).



Figur 8: Mikrobiel nedbrydning af udvalgte østrogener og xenoøstrogener i en lerjord under aerobe forhold. Sterile kontrolprøver blev brugt til sammenligning. Standardafvigelser er vist i graferne. BPA = bisphenol A; E2 = østradiol; EE2 = ethinyløstradiol; OP = 4-t-octylphenol; NP = 4-n-nonylphenol. [61]



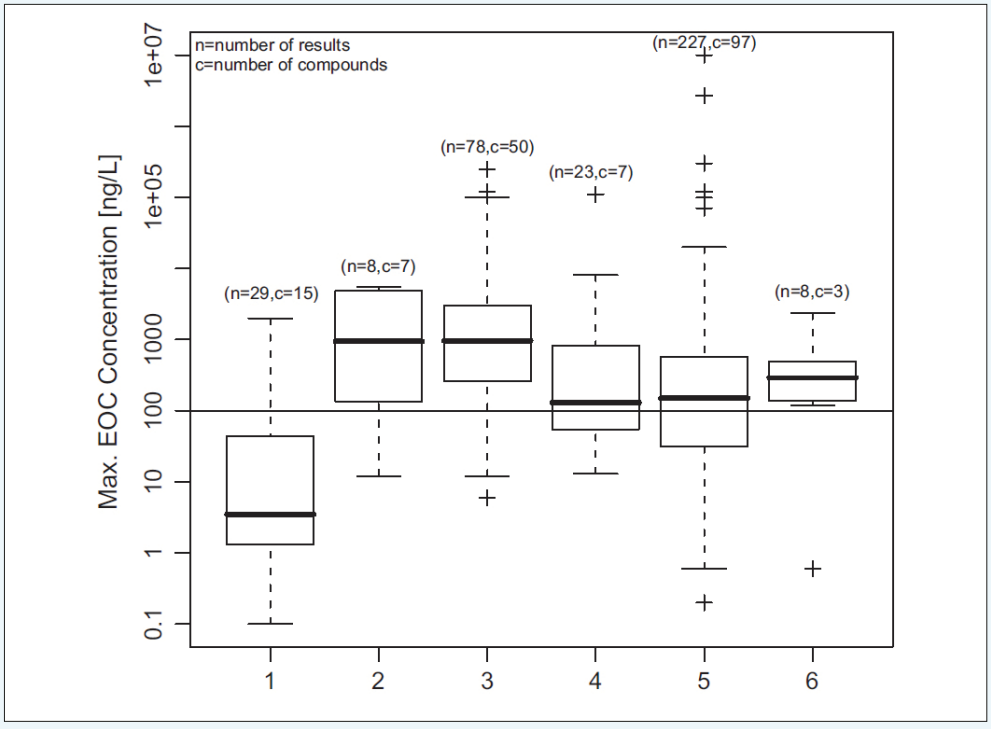
Figur 9: Mikrobiel nedbrydning af udvalgte østrogener og xenoøstrogener i en lerjord under anaerobe forhold. Sterile kontrolprøver blev brugt til sammenligning. Standardafvigelser er vist i graferne. BPA = bisphenol A; E2 = østradiol; EE2 = ethinyløstradiol; OP = 4-t-octylphenol; NP = 4-n-nonylphenol. [61]

6.2.2 I grundvandet

Ender østrogener og xenoøstrogener alligevel i grundvandet, er der et meget lavt potentiale for at blive yderligere nedbrudt. Det er blandt andet på baggrund af de anaerobe forhold, den lavere temperatur, men også fordi der i grundvandszonen er færre mikroorganismer end i jorden, hvilket formindsker østrogener og xenoøstrogeners potentiale for at blive yderligere nedbrudt [44], [62].

7. Fund af østrogener og xenoøstrogener i grundvand

Som tidligere nævnt er tilstedeværelsen af østrogener og xenoøstrogener i grundvandet et emne der undersøges i stigende grad. I 2012 blev der lavet et studie der indsamlede data fra 69 publicerede studier omkring nye organiske kontaminanter (EOC) i miljøet og grundvandet, med fokus på hormonforstyrrende stoffer [44]. Studiet har opsummeret EOC'erne i 6 kategorier (1: Steroider og hormoner, 2: Sødemidler og konserveringsmidler til mad, 3: Industrielle stoffer, 4: Livstilsprodukter, 5: Lægemidler og Personlige plejeprodukter (der ikke er inkluderet i 6), 6: veterinære lægemidler) og sammenligner koncentrationsspændet for de forskellige kategorier i Figur 10. Kategorierne der er specielt relevante for østrogen og xenoøstrogener er 1 og 3. Der findes dog også xenoøstrogener indenfor de andre kategorier, men de er ikke undersøgt eller fremhævet i studiet. Som det kan ses i Figur 10, findes steroider og hormoner oftest i grundvandet ved lavere koncentrationer end EU's grænseværdi for pesticider i drikkevandet (100 ng/L), hvor industrielle stoffer hovedsageligt findes i koncentrationer over EU's grænseværdi for pesticider i drikkevandet. Maxkoncentrationerne for Sødemidler og konserveringsmidler til mad, Industrielle stoffer og Veterinære stoffer ligger generelt over 100 ng/L, mens det kun er maxkoncentrationerne for Steroider og hormoner der har et gennemsnit under EU's grænseværdi for pesticider.

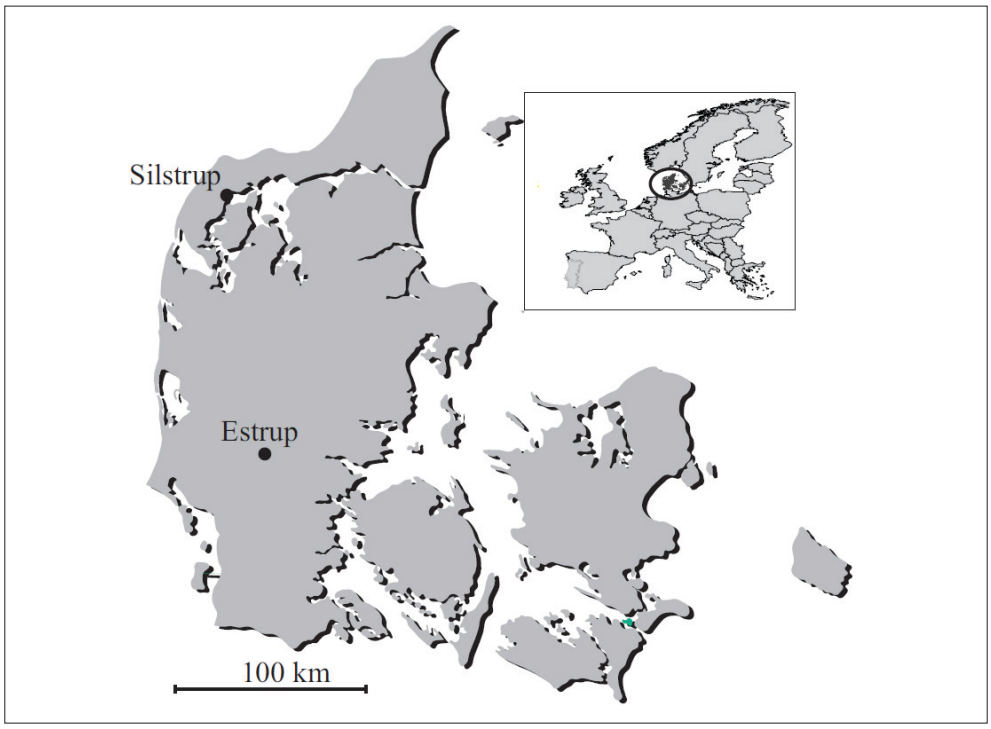


Figur 10: Boxplot der beskriver den maksimale koncentration af nye organiske forurenende stoffer (EOC) målt i grundvand, opdelt i 6 stofgrupper. 1: Steroider og hormoner, 2: Sødemidler og konserveringsmidler til mad, 3: Industrielle stoffer, 4: Livstilsprodukter, 5: Lægemidler og Personlige plejeprodukter (der ikke er inkluderet i 6), 6: veterinære lægemidler.. Baseret på 69 udgivelser. [44]

I følgende afsnit opsummeres fund af østrogener og xenoøstrogener i grundvand i internationalt udgivne studier.

7.1 Danmark

I Danmark har et studie undersøgt om østrogener kan udvaskes til vandmiljøet efter udlægning af svinegylle på to lerblandede jorde [65] (Figur 11). Tilstedeværelsen af østrogenerne E1 og E2 blev målt i vand fra drænrør placeret i 1 m dybde i jorden, efter regnepisoder. Grundvandsspejlet ligger i en dybde af 1–3 m under jordoverfladen.



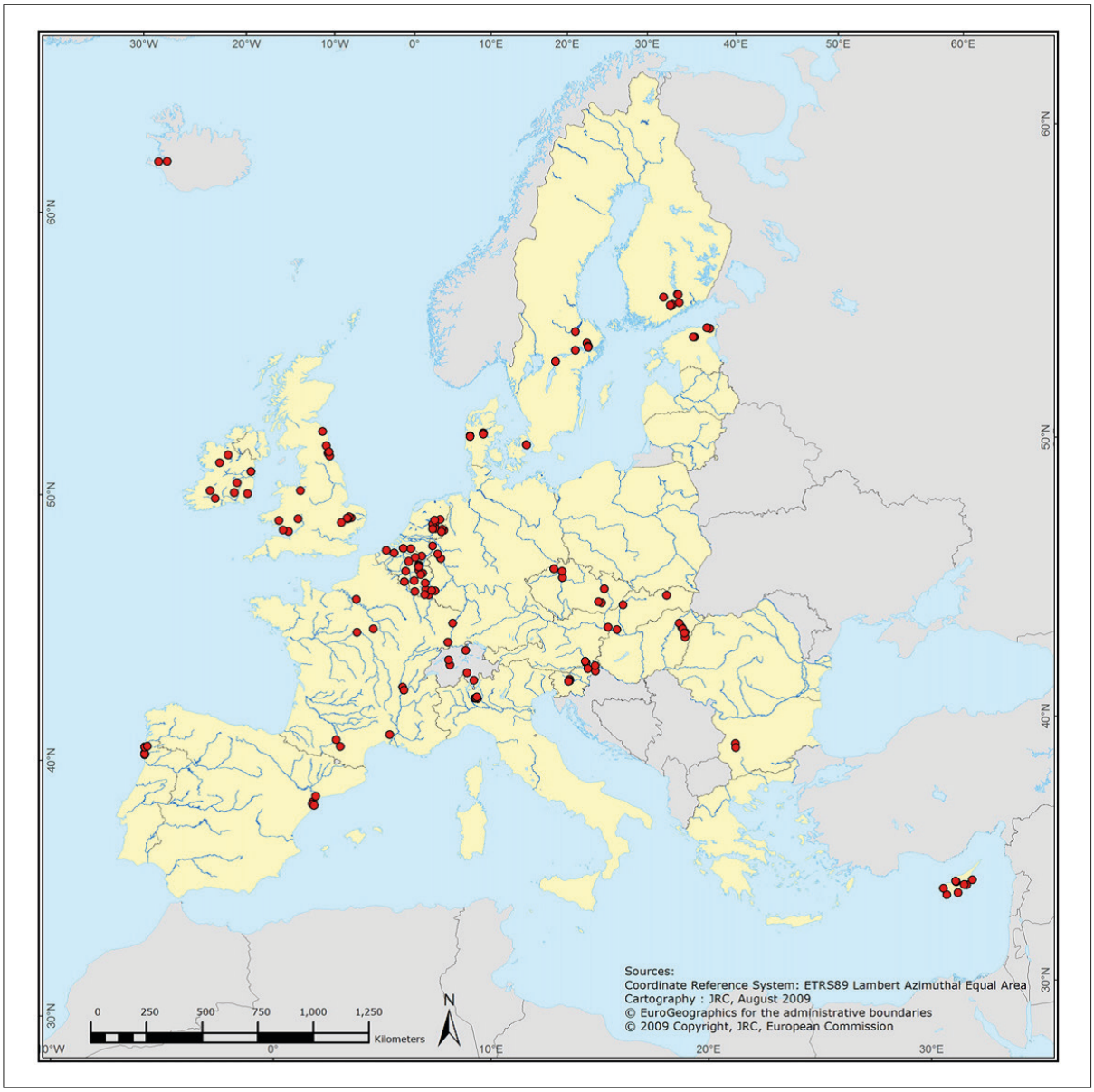
Figur 11: Lokation af de to undersøgte jorde i Danmark [66]

Studiet detekterede E1 og E2 i drænvandet fra begge lokationer. E1 blev detekteret i 55-57 % af de indsamlede prøver ved en detektionsgrænse på 0,1 ng/L, hvor E2 blev detekteret i 14–25 % af prøverne. Derudover blev der i 2 af 20 prøver fra Estrup og 1 af 7 prøver fra Silstrup målt koncentrationer af E1 over LOEL (den laveste observerbare effekt niveau, for vitellogenin produktion i fisk; 3,3 ng E1/L og 14 ng E2/L). Den højeste målte koncentration for E1 var 68,1 ng/L, hvor den for E2 var 2,5 ng/L.

Ydermere observerede studiet udvaskning af E1 op til 3 måneder efter gylle-udbringning. Dette er i modsætning til andre studier, der finder en hurtig nedbrydning af E1 i jord, men studiet argumenterer for at fundet i dette studie er et resultat af sprækketransport, jordtemperatur, redoxforhold samt andre påvirkninger som fx gyllens sammensætning og dyrkning af jorden.

7.2 Europa

Et tværeuropæisk studie har undersøgt tilstedeværelsen af polære organiske og svært nedbrydelige forureningsstoffer i grundvandet (se Figur 12 for placering af analysesteder) [67]. Blandt 164 prøver blev der undersøgt for 59 stoffer, af disse kan nævnes: Atrazin, BPA, OP, NP og E1. Detektionsgrænserne var 0,4 ng/L for atrazin og OP, 1 ng/L for BPA og østron, samt 30 ng/L for NP.



Figur 12: Kort over grundvandsovervågningsplaceringer i Europa. Enkelte indsamlingssteder i Østrig og Polen mangler på kortet[67].

Gennemsnitligt blev 25 % af alle undersøgte stoffer fundet i grundvandet, dette er lavere end detektionsfrekvensen i overfladevand (61 %).

BPA og NP blev fundet med de højeste koncentrationer i grundvandet, med maxkoncentrationer i µg/L (BPA: 2,3 µg/L; NP: 3,8 µg/L), mens deres gennemsnitskoncentrationer var meget lavere, henholdsvis 79 ng/L og 83 ng/L (se Tabel 6).

Østron blev kun observeret i én af prøverne med en koncentration på 4 ng/L, det specificeres ikke hvor i Europa denne koncentration blev fundet.

Tabel 6: Udvalgte xenoøstrogener og østron fundet i grundvand i Europa. n=164, LOD=detektionsgrænse, C_{max}=højeste koncentration [67].

	LOD [ng/L]	Frekvens [%]	C_{max} [ng/L]	Gennemsnit [ng/L]	Median [ng/L]	90 % percentil [ng/L]
Atrazin	0,4	56,1	253	8	1	24
BPA	1,0	39,6	2299	79	0	73
OP	0,4	23,2	41	1	0	2
NP	30,0	11,0	3850	83	0	39
Østron	1,0	0,6	4	0	0	0

Studiet har også identificeret et nedbrydningsprodukt af NP i grundvandet i højere frekvens og koncentration end NP. Stoffet betegnes som NPE1C (nonylphenoxy eddikesyre), og er fundet i 41,5 % af prøverne med en gennemsnitskoncentration på 263 ng/L. Maxkoncentrationen for NPE1C var 11 µg/L, som var den 3. højeste koncentration fundet i studiet.

7.2.1 Tyskland

Et studie i Tyskland har undersøgt grundvand nedstrøms for lukkede deponier. Grundvandet er undersøgt for østrogenaktivitet og for stoffer der er kendt for at udlede lignende effekt [68]. 4 deponier blev udvalgt til forsøget, fælles for dem alle er at de ikke har en bund og er blevet fyldt med diverse affaldskilder (jord, bygningsrester, husholdnings-, kommercielt- og industrielt affald) fra før første verdenskrig og langt ind i 1970'erne.

Der blev observeret østrogenaktivitet i den samlede mængde af stoffer med østrogenaktivitet i 3 af de 4 deponier, hvilket var som antaget i studiet. For deponierne med østrogenaktivitet i grundvandet, blev der identificeret og testet for kendte xenoøstrogener. Blandt andet blev BPA fundet ved koncentrationer op til 507 ng/L i grundvandet nedstrøms for deponierne. Derudover blev NP observeret ved en konventration på 460 ng/L.

Det konkluderes i studiet at selvom, der blev målt forholdsvis høje koncentrationer af de undersøgte xenoøstrogener, vil deres østrogenaktivitet stadig ikke nå op på den samlede målte østrogenaktivitet i prøverne, da der stadig findes mange ukendte xenoøstrogener, samt xenoøstrogener der udviser østrogenaktivitet, men hvor østrogenaktiviteten ikke vides.

7.2.2 Østrig

Et studie i Østrig har undersøgt østrogenaktive stoffer i overflade- og grundvand [69]. Der blev indsamlet grundvandsprøver fra 59 boringer op til 3 gange i 2001. Der er ingen beskrivelse af grundvandsmagasinernes dybde, dog beskrives indsamlingsområderne som overbefolkede, industrialiseret eller landbrugs områder og ikke kun i alpine områder. Studiet påpegede at prøverne hovedsageligt vil være forurenet af spildevand fra renseanlæg og industrien.

Alle målte undersøgte stoffer blev i fundet i >100 prøver, men kunne sjældnere kvantificeres (se Tabel 7). Af naturlige østrogener, blev E2 fundet i halvdelen af prøverne i koncentrationer der kunne kvantificeres og E1 i omkring 1/5 af prøverne. E1 blev fundet med den højeste koncentration af de naturlige østrogener med en koncentration af 1,6 ng/L, mod E2s koncentration på 0,79. De høje målinger for E1 og E2 var enkeltmålinger og reflekterede ikke gennemsnitskoncentrationerne, derudover var de indskrænket til specifikke målingssteder.

For industrielle xenoøstrogener, blev BPA og NP fundet i omkring halvdelen af prøverne, ved max-koncentrationer på henholdsvis 930 og 1500 ng/L, ser man derimod på gennemsnitskoncentrationen for de to stoffer ligger de på henholdsvis 67 og 143 ng/L. Sammenlignet med koncentrationerne for de naturlige østrogener er det meget højt. Ydermere, blev der testet for nedbrydningsprodukter af NP og OP i grundvandet. I dette studie blev nedbrydningsprodukter af NP fundet ved lavere koncentrationer og frekvens end NP (110–260 ng/L, 14–47 %). Nedbrydningsprodukter af OP, blev ikke observeret i grundvandet over detektionsgrænsen på 10 ng/L.

Generelt for overfladevand og grundvand kunne de industreil anvendte xenoøstrogener findes nedstrøms for industrielle udløb, mens naturlige østrogener blev fundet i prøver nær byområder.

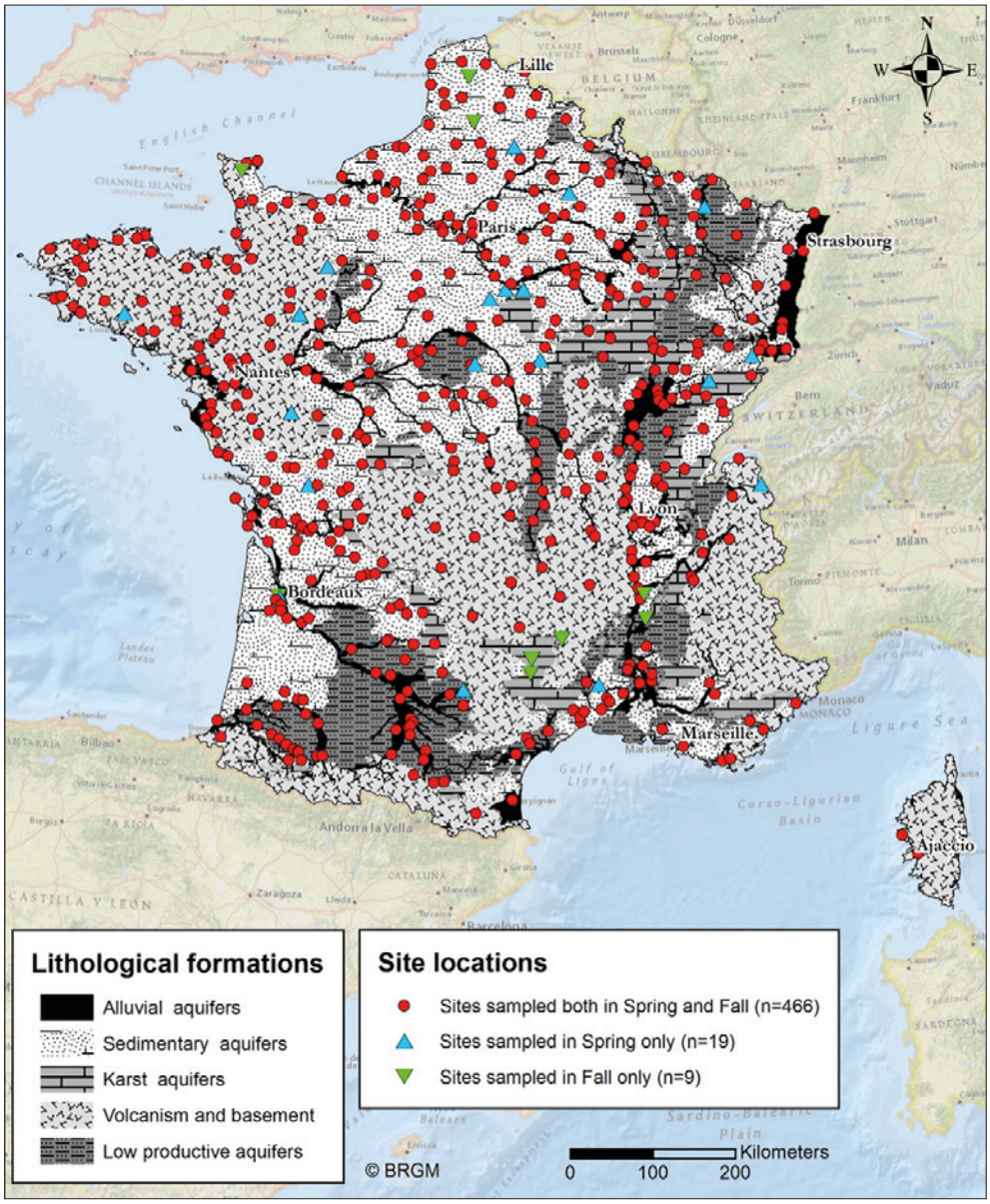
Tabel 7: Resultater for fund af østrogener og industrielle xenoøstrogener i grundvandsprøver [69].

Parameter	Antal af prøver	Prøver > kvantificeringsgrænsen	Min	Max	Gennemsnit	Median
Hormoner						
E1	109	20		1,6	-	-
17α-østradiol	112	4		0,21	-	-
E2	112	58		0,79	0,13	0,07
E3	112	2		0,16	-	-
EE2	112	1		0,94	-	-
Industrielle xenoøstrogener						
NP	110	77		1500	143	35
NP1EO	112	42		150	-	-
NP2EO	112	47		150	-	-
NP1EC	112	36		260	-	-
NP2EC	112	14		110	-	-
OP	112	5		42	-	-
OP1EO	112	0		<10	-	-
OP2EO	112	0		<10	-	-
BPA	111	65		930	67	24

7.2.3 Frankrig

Hele Frankrig

Et landsdækkende studie i Frankrig har undersøgt tilstedeværelsen af 411 forskellige forureningsstoffer i grundvandet [70]. De opdelte stofferne i 4 større grupper: Farmaceutiske stoffer (n=131), Industrielle stoffer (n=143), Pesticider (n=103) og Andre (n=34). Grundvandsprøverne var indsamlet fra 494 forskellige indsamlingssteder (kilder, brønde og boringer; se Figur 13). Placering af grundvandsindsamlingsstederne inkluderede områder der var brugt til landbrug, bymæssigt landbrug, industri og naturlige områder, størstedelen heraf var landbrugsområder. Derudover var mere end halvdelen (282) af grundvandsindsamlingsstederne brugt til drikkevand.



Figur 13: Placering og jordforhold for grundvandsindsamling i Frankrig [70].

Af de 411 undersøgte stoffer blev 44 % fundet mindst en gang ved koncentrationer højere end kvantificeringskoncentrationerne. Heraf blev 6 af østrogener og xenoøstrogenerne fremhævet i nærværende litteraturstudie undersøgt (se Tabel 8). Studiet testede også for tilstedeværelsen af diverse PCB'er.

E2 og EE2 blev ikke observeret i studiet ved kvantificerbare koncentrationer (≥5ng/L). E1 og 17α-østradiol blev begge fundet ved en koncentration på 9 ng/L. BPA blev fundet ved en gennemsnitskoncentration på 3754,4 ng/L og var til stede i 8 % af prøverne. Atrazin blev fundet med den højeste frekvens (18,5 %) af de ovennævnte stoffer, ved en gennemsnitskoncentration på 127,5 ng/L. Derudover blev kun ét PCB (PCB 31) fundet ved koncentrationer der var kvantificerbare (1,4 ng/L).

Studiet vurderer, at den lave tilstedeværelse af østrogener og xenoøstrogener kan være den høje grænse der bruges til kvantificering af stofferne (5 ng/L).

Tabel 8: Resultater for fund af udvalgte østrogener og xenoøstrogener i fransk grundvand [70]

	Kvantificerings-koncentration (LOQ) [ng/L]	N	Kvantificerings frekvens [%]	Max-koncentration [ng/L]	Gennemsnits-koncentration [ng/L]
17α-estradiol	5	954	0,1	9	9
E1	5	954	0,1	9	9
E2	5	954	-	-	-
EE2	5	954	-	-	-
Atrazin	20	1068	18,5	350	127,5
BPA	100	953	8	11 985	3754,4
PCB 31	1	1077	0,1	1,4	1,4
Andre PCB'er	0,3–5	951–1077	-	-	-

Rhône-Alpes regionen

70 grundvands- og overfaldevandsprøver fra den sydlige del af Frankrig (Rhône-Alpes regionen) blev analyseret for farmaceutiske stoffer og hormoner [71]. Der er ingen beskrivelser af dybde på grundvandsmagasinerne.

De undersøgte østrogener blev detekteret i 9–20 % af prøverne (se Tabel 9). Den højeste koncentration blev målt for EE2 på 1,2 ng/L, mens E1 blev målt med en koncentration på 0,7 ng/L og E2 ved en koncentration på 0,4 ng/L.

Tabel 9: Frekvensen for målinger af hormoner i overflade og grundvand, samt deres gennemsnitkoncentrationer i overfladevand og grundvand [71].

	Frekvens overfladevand [%]	Gennemsnit overfladevand [ng/]	Frekvens grundvand [%]	Gennemsnit grundvand [ng/L]
E1	18	0,5	20	0,7
E2	1	0,2	10	0,4
17α-østradiol	1	0,2	9	0,7
EE2	1	1,4	9	0,2

7.2.4 Italien

Studiet sammenfatter 47 artikler udgivet mellem 1997 og 2013 og fokuserer på fund af 298 EOC'er (emerging organic contaminants) i italiensk overfalde- og grundvand [72]. Af de 47 studier har kun 20 undersøgt grundvandet, hvoraf 10 undersøger pesticider, 5 undersøger industriprodukter, 4 undersøger farmaceutiske produkter og kun 1 undersøger østrogener specifikt. Studiet har indsamlet de rapporterede maxkoncentrationer fra de andre studier.

Kun atrazin blev detekteret i det Italienske grundvand (2700 ng/L). Hverken BPA, OP, NP, eller de naturlige østrogener blev detekteret i det Italienske grundvand, selvom det var detekteret i overfladevandet. Det er uvist hvad detektionsgrænsen var i de inkluderede studier og om det kan have været grunden til at stofferne ikke var fundet i grundvandet.

Studiet nævner, at østrogener i miljøet ikke er et særlig undersøgt emne i det italienske miljø, med 7 udgivet artikler, hvoraf 1 undersøger grundvand, kan det ikke konkluderes at stofferne ikke er der, men at det er et emne der ikke er undersøgt nok til at kunne sige noget om det. Men også at der skal lægges mere arbejde i at undersøge grundvandet, samt at der skal mere sensitive målemetoder i brug for østrogener, og forureningsstoffer generelt, i grundvandet.

7.2.5 Spanien

Et studie har sammenfattet 33 udgivet studier, der har testet tilstedeværelsen af kemikalier og stoffer på EU's Watch List (2015/495 og 1028/840) fra perioden 1994–2016. Listerne indeholder 20 stoffer, hvoraf 3 østrogener inkluderes (E1, E2 og EE2). 8 af de 33 inkluderede studier undersøgte tilstedeværelsen af en eller flere af de nævnte østrogener i grundvandet, dog havde ingen af studierne detekteret østrogener i grundvandet (se Tabel 10 og følgende afsnit for detektionsgrænser) [73].

Tabel 10: Minimum, maximum og gennemsnitskoncentrationer (ng/L) for de undersøgte østrogener i Spaniens grundvand. n.d.=ikke detekteret [73]. OBS: Kun 4 af de 8 studier er refereret i denne tabel.

	Stof	Koncentration (ng/L)			År	Reference
		Min	Max	Mean		
Østrogen	E1			n.d	2010	[74]
				n.d	2009–2010	[75]
				n.d	2008–2009	[76]
				n.d	2002	[77]
	E2			n.d	2010	[74]
				n.d	2002	[77]
	EE2			n.d	2010	[74]
				n.d	2008–2009	[76]
				n.d	2002	[77]

Cadiz

Der er undersøgt to grundvandsmagasiner, det ene i en dybde af <10 m, det andet strækker sig fra en dybde af 3 m til >20 m [74]. Der blev indsamlet 29 prøver i en treårig periode. Af undersøgte østrogener og xenoøstrogener (Nonylphenol, octylphenol, BPA, E1, E2, EE2) blev ingen detekteret i prøverne (detektionsgrænse: <0,01 µg/L).

Gran Canaria

Et grundvandsmagasin blev undersøgt på Gran Canaria [75]. Det er uklart hvor dybt grundvandsmagasinet ligger, men prøver er indhentet i brønde i en dybde af 34–158 m. Prøver blev testet for E1 og atrazin, med detektionsgrænse på 0,3 ng/L. Atrazin blev fundet ved en max-koncentration på 0,001 µg/L, mens E1 ikke blev målt.

Barcelona

Grundvandsmålinger i studiet er inkluderet på baggrund af brugen af grundvand, der blandes med behandlet overfladevand inden det distribueres som drikkevand i Barcelona [76]. Derfor er der ingen beskrivelse af grundvandsmagasinets dybde eller jordforhold. Prøverne er taget i grundvandsindløbet til renseanlægget og testet for tilstedeværelsen af E1, E2, E3 og EE2, med detektionsgrænse på ≥0,2 ng/L. Heller ikke i dette studie blev der fundet østrogener i grundvandet.

Et andet studie [77], brugte samme princip som ovenover til måling af tilstedeværelsen af østrogener, pesticider og BPA i grundvand i forbindelse med drikkevandsrensning. Vandet blev testet med detektionsgrænser mellem 2,5–6,3 ng/L. Atrazin blev fundet ved en koncentration fra 0,009–0,014 µg/L, BPA 0,005–0,007 µg/L, mens østrogener ikke var fundet i nogle af prøverne.

7.2.6 Polen

Et studie i Polen har undersøgt perkolatet fra 3 deponier og det underliggende grundvand for tilstedeværelsen af blandt andet BPA, OP, NP, E1 og E2 [78]. Der fandtes ingen beskrivelse af grundvandsdybden for studiet.

Tabel 11: Koncentrationer for undersøgte østrogener og xenoøstrogener i deponiperkolat og grundvand i Polen [78]. OBS: Detektionsgrænsen og kvantificeringsgrænsen var ens i overfladevandet og grundvandet

		Detektionsgrænse (LOD) [ng/L]/ Kvantificerings-grænse (LOQ) [µg/L]		Range [µg/L]	Median [µg/L]	Frekvens [%]
Deponiperkolat n=13	OP	LOD [ng/L]	1,5	<0,0005–0,06	0,02	62
	NP		2,94	<0,003–6,12	<0,003	3
	BPA		1,49	<0,005–115,81	14,42	100
	E1		8,92	<0,1–1,10	<0,01	23
	E2		130,73	<0,44	-	23
Grundvand n=23	OP	LOQ [µg/L]	0,005	<0,001	-	0
	NP		0,009	<0,001	-	0
	BPA		0,005	<0,003–6,88	0,08	100
	E1		0,029	<0,01–0,31	<0,01	9
	E2		0,435	<0,43	-	9

BPA blev observeret i 100 % af prøverne fra både perkolat og grundvand. Det var også det stof der blev fundet i højeste koncentrationer i begge vandtyper (maxkoncentration var 115,81 µg/L i perkolat, og 6,88 µg/L i grundvandet).

Østrogenerne E1 og E2, blev observeret i 2 af de 23 grundvandsprøver. Kun én af prøverne indeholdt E1 i en koncentration over kvantificeringsgrænsen (0,31 µg/L). De restende prøver indeholdte østrogener under kvantificeringsgrænsen.

7.3 Canada

Et studie har undersøgt tilstedeværelsen af østrogener i afvandet spildevandsslam, landbrugsjordsøjler, grundvand, og drænvand efter udbringning af spildevandsslam på landbrugsjorden [79]. Forsøget forløb over et år. Slam blev udlagt på jorden, og nedpløjet til 0,2m inden for 24 t. Grundvandsindsamling skete i 2, 4 og 6 m dybde. Drænvand repræsenterer vand i en dybde af ~1,2 m.

Studiet fremhæver ikke østrogenkoncentrationer for jordsøjlerne, men nævner at E1 er observeret i jordsøjlerne op til 6 måneder efter slamudbringning. Derudover blev E1 også målt i drænvandet efter det første regnskyl (22 døgn efter slamudbringning) ved en koncentration på 3,32 ng/L. Der blev ikke detekteret østrogener i grundvandet.

Tabel 12: Fund af østrogener i slam, drænvand og grundvand i Canada. [a]: Detekteret i vandet efter første regn (22 d) efter slamudlægning. [79].

Hormon	Slam [ng/g tørstof]	Drænvand (ng/L[a])	Grundvand
17α-østradiol	194	-	-
E1	i.d. (<23,7)	3,32	-
E2	<23,7	-	-
EE2	<29,6	-	-
E3	<29,7	-	-

7.4 USA

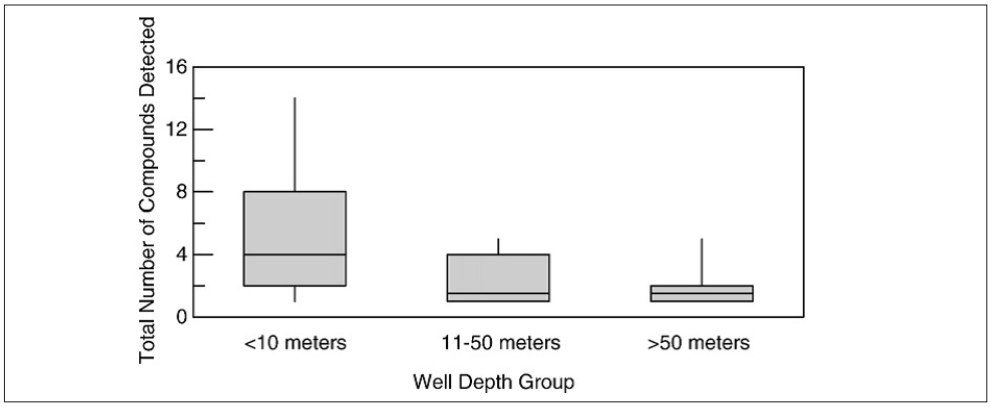
Et studie på tværs af USA har undersøgt OWC (organic wastewater contaminants) i 47 grundvandsområder over 17 stater i 2000 [80]. Indsamlingssteder blev udvalgt ud fra en formodning om potentiel forurening fra husdyrs eller humant spildevand. Selvom indsamlingssteder spænder bredt påpeger forfatterne at det ikke er repræsentativt for hele USA (se Figur 14 for placering af grundvandsindsamlingssteder).



Figur 14: Placering af grundvandsindsamlingssteder [80].

BPA blev fundet i 30 % af de indsamlede prøver ved koncentrationer op til 3 µg/L, samt en metabolit af OP (4-octylphenol monoethoxylate) i 19 % af prøverne med koncentration op til omkring 1 µg/L. Studiet nævner at BPA også er fundet i nogle af deres 0-prøver, og at tallene ikke er helt repræsentative for tilstedeværelsen af stoffet i grundvandet.

Studiet har også sammenlignet antallet af fundne OWC'er med dybden af boringen , hvor de finder at jo dybere brønden er, des færre stoffer findes (se Figur 15). Dette beskriver meget godt teorien om at mange organiske stoffer binder til jordpartikler og nedbrydes i de øverste jordlag.



Figur 15: Antallet at stoffer detekteret i grundvandsbrønde relateret til dybden. (<10 m, 22 brønde; 11–50 m, 13 brønde; >50 m, 11 brønde) [80].

7.4.1 Illinois

I Illinois, USA, har et studie undersøgt hvordan østrogenudledning fra et spildevandsrensningsanlæg bliver reduceret i et rodzoneanlæg samt i 13 grundvandsbrønde omkring vådområdet [81]. Vådområdet bruges som et tertiært behandlingstrin i spildevandsrensningen. Af de 13 grundvandsbrønde blev 8 af dem målt i 3m dybde, hvor de sidste 5 brønde udtog prøver i 8 m dybde. Brøndene CW-4 og CW-5 befandt sig opstrøms for vådområdet, hvor de resterende befandt sig nedstrøms.

Prøverne blev indsamlet af 8 omgange og østrogenkoncentrationerne blev analyseret ved en detektionsgrænse for E2 på 15 ng/L og for E1 på 25 ng/L.

Hverken E2 eller E1 blev målt over deres detektionsgrænse i grundvandet fra brøndene opstrøms fra vådområdet (CW 4 og CW 5). Nedstrøms fra vådområdet og spildevandsudledningen blev E2 målt i 5 brønde med målte koncentrationer på 16–18 ng/L.

Tabel 13: Østrogen og østron koncentrationer i vådområde-grundvandssystemet. u.d: Under detektionsgrænsen, [a]: For gennemsnitsværdier med samme værdi som maxværdien, var der kun én prøve over detektionsgrænsen. S: Brønde med dybde på 3 m, D: Brønde med dybde på 8 m. [81]

Placering	E2 [ng/L]			E1 [ng/L]		
	Min	Max	Mean[a] (n=8)	Min	Max	Mean[a] (n=8)
Renset spildevand	26	60	32	41	178	76
Vådområde	23	23	27	51	103	55
CW1S	u.d	18	18	u.d	u.d	
CW1D	u.d	18	18	u.d	u.d	
CW2S	u.d	u.d		u.d	u.d	
CW2D	u.d	u.d		u.d	58	58
CW3	u.d	u.d		u.d	u.d	
CW4	u.d	u.d		u.d	u.d	
CW5	u.d	u.d		u.d	u.d	
CW7S	u.d	u.d		u.d	u.d	
CW7D	u.d	16	16	u.d	u.d	
CW8S	u.d	u.d		u.d	u.d	
CW8D	u.d	16	16	u.d	u.d	
CW10S	u.d	u.d		u.d	u.d	
CE10D	u.d	17	17	u.d	u.d	

Studiet konkluderer, at der er sket en effektiv fjernelse af E1 og E2 i vådområdet, grundet de mange målinger under detektionsgrænsen. Det er dog ikke konkluderet hvordan denne fjernelse er fundet sted.

7.4.2 Nebraska

Et studie i Nebraska, USA, har undersøgt tilstedeværelsen af veterinære stoffer og hormoner i laguner og højtliggende grundvand nær driftsaktive svine og kvæg besætninger, med 5000 (C) og 18.000 (B) svin og 6000 (D) og 12.000 (A) kvæg i såkaldte CAFO (Concentrated Animal Feeding Operations; koncentrerede dyrehold) [82]. De 4 CAFO, blev udvalgt på baggrund af tidligere indikatorer for grundvandsforurening fra spildevand eller andre store nitrogenkilder. Grundvandet omkring de udvalgte CAFOs ligger i 3–14 m dybde. (A og D: ca. 3 m dybde, B: 8 m, C: 14 m). Lagune A og D fra kvægbesætninger indeholder regnvandsbassiner og bliver derfor kun fyldt efter stort regnfald, hvor laguner B og C indeholder skyllevand hentet under svinebesætningsbygningerne.

Tabel 14: Koncentrationer af E1 fundet i laguner og grundvand [82].

	Placering	Måned	Koncentration [ng/L]
E1	A5	Oktober	390
		Juni	160
		December	40
	A4	Juni	160
	Lagune C	Juni	3600
	Lagune D	Juni	330

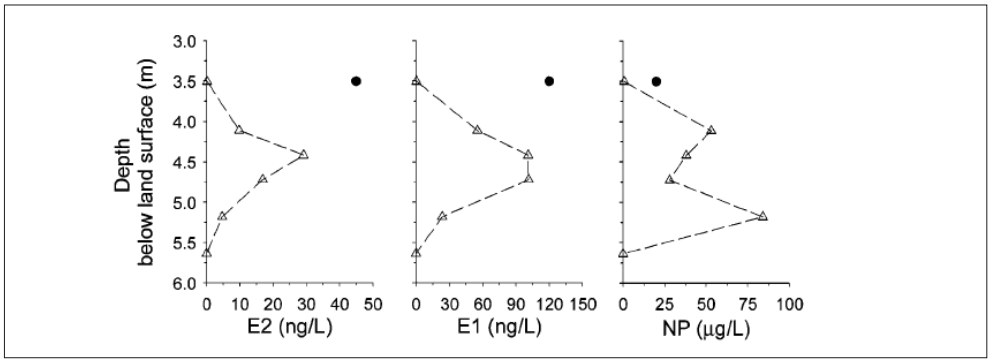
Der blev identificeret hormoner i de indsamlede grundvands- og laguneprøver ved både svine og kvægbesætningerne, men de blev identificeret sjældnere end veterinære stoffer, blandt andet blev det veterinære stof Monensin målt i alle grundvandsbrønde ved lagune A, mens hormonet E1 kun blev målt i to grundvandsbrønde ved lagune A. Den højeste koncentration af E1 der blev målt var 390 ng/L. Derudover blev hormonerne ikke identificeret nær så ofte i grundvandet, sammenlignet med lagunevandet i studiet (se Tabel 14).

Studiet konkluderer ikke om tilstedeværelsen af hormonerne i grundvandet stammer fra lagunerne, men vurderer den lave tilstedeværelse er grundet stor tilbageholdelse i jorden ved adsorption til jordpartikler eller mikrobiel nedbrydning, samt at grundvand under CAFO svine- og kvægbesætninger er tilbøjelige til at blive forurenet med veterinærstoffer og hormoner fra deres spildevandslaguner.

7.4.3 Massachusetts

Et studie har undersøgt tilstedeværelsen af østrogener og NP i grundvand i forbindelse med septiktanke i Cape Cod, MA [83]. Septiktankene har udløb cirka 3 m under jordoverfladen, hvor grundvandsspejlet ligger i en dybde af 3,4 m. Brønde blev installeret i forbindelse med studiet nedstrøms og opstrøms for septiktankenes udløb i dybder af 3,5–6,1 m. Der blev oprettet 3 stationer til grundvandsmålinger nedstrøms for udløbet, hvor station 1 er placeret 1,8 meter fra et udløb, med 5 dybder (3,5–5,6 m). Station 2 er placeret 4,2 m nedstrøms fra udløbet med to måledybder (5,2 m og 6,1 m), mens station 3 er placeret 6 m nedstrøms fra udløbet med en måledybde på 4,9 m. En målebrønd opstrøms for udløbet var placeret 3 m fra udløbet.

Resultaterne i studiet påpeger, at der er en højere koncentration af de målte stoffer i den anoxiske zone af grundvandet (4,1–5,2 m), sammenlignet med den aerobe del (se Figur 16). Derudover ser de en lignende koncentration af E1 og E2 i septiktankene, som de observerer i den anoxiske del af grundvandet, og vurderer at den lignende koncentration er grundet et stabilt input og begrænset fjernelse af stofferne under opholdstiden mellem udløbet og brøndende ved station 1. Tilstedeværelsen af NP, var modsat E1 og E2, meget højere i brøndende ved station 1 end i udløbet.



Figur 16: Koncentration og dybde af E2, E1 og NP i brønde ved station 1. Δ: November 2003, •: July 2003. Grundvandsspejlet ligger i en dybde af 3,4 m, mens den anoxiske zone er ved 4,1–5,2 m [83].

E2 koncentrationen ved station 3 var en ottendedel af station 1 (afstand 4,2 m mellem stationerne), hvilket indikerer at der sker et tab af østrogenet ved nedbrydning, opblanding eller adsorption i jorden.

Det konkluderes, at dybden af udledning, grundvandsspejlet og tilførselsraten er bestemmende for potentialet for forurening af grundvandet ved en højere tilstedeværelse af septiktanke.

7.4.4 Missouri

Udspringskilder fra grundvandsmagasinet Ozark Plateau, Missouri, blev undersøgt for tilstedeværelsen af E2 [84]. Grundvandsmagasinet er påvirket af tilløb fra åer og floder, og grundvandsdannelsen påvirkes på samme måde som overfladevand påvirkes af afstrømning. Potentielle E2-forureningskilder er landbrugsmæssig afstrømning og renset spildevand fra områdets septiktanke og spildevandslaguner.

Prøverne blev indsamlet fra 8 udspringskilder i marts 2000 til april 2001. E2 havde en detektionsgrænse på 4,8 ng/L, og blev målt i koncentrationer fra 12,8 ± 2,2 til 79,7 ± 21,1 ng/L blandt alle udspringskilder (se Tabel 15). Studiet målte også udløbsmængden i kilderne, hvor de fandt en negativ korrelation mellem koncentrationen af E2 og udløbsmængden af vand i Maramec kilden på det gældende indsamlingstidspunkt, de observerede at koncentrationen af E2 faldt når der var et større flow i kilden.

Tabel 15: E2 koncentrationer ved udspringskilder ved Ozark Plateau Aquifier [84].

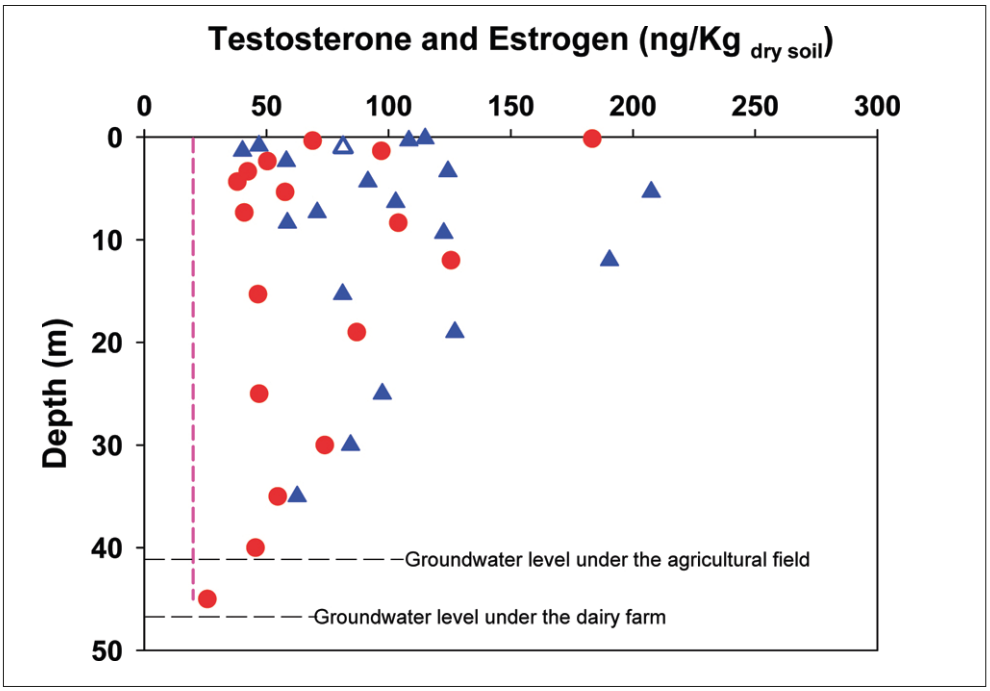
	Udspringskilde	E2 [ng/L]
apr-01	Big	47,8 ± 8,1
	Alley	45,2 ± 19,3
	Round	62,8 ± 31,1
	Montauk	61,8 ± 16,8
	Maramec	79,7 ± 21,9
	Roubidoux	57,3 ± 8,1
	Bennett	63 ± 17,1
	HaHatonka	72 ± 27
jan-01	Big	13,4 ± 7,3
	Alley	18,2 ± 5,2
	Round	20,1 ± 3,3
	Montauk	15,9 ± 3,9
	Maramec	19,4 ± 4,1
	Roubidoux	16,6 ± 4,8
	Bennett	12,8 ± 2,2
	HaHatonka	15,7 ± 2,7
jan-01	Maramec	14,7 ± 3
okt-00	Maramec	22,7 ± 2,6
okt-00	Maramec	43,8 ± 9,7

	Udspringskilde	E2 [ng/L]
okt-00	Big	27,2 ± 4,8
	Alley	23,7 ± 2,2
	Round	25,9 ± 6,1
	Montauk	27,1 ± 7,1
	Maramec	33,1 ± 2,9
	Roubidoux	31,3 ± 0,9
	Bennett	37,6 ± 13
	HaHatonka	28 ± 4,5
jul-00	Big	49 ± 20,5
	Alley	64 ± 6,9
	Round	66 ± 6,2
	Montauk	70 ± 12,7
	Maramec	58 ± 5,2
	Roubidoux	59 ± 16
	Bennett	65 ± 13,1
	HaHatonka	61,4 ± 23,4
mar-00	Maramec	36,3 ± 4
	Roubidoux	42,5 ± 21,5
	Bennett	33,4 ± 6,1
	HaHatonka	31,9 ± 4

7.5 Israel

Et studie der undersøgte transport af østrogen og testosteron, i jorden under en spildevandslagune fra en kvægbesætning på omkring 60 malkekøer [85]. Der blev foretaget to grundvandsboringer til en dybde af 47 m og 42 m, den ene var placeret lige under lagunen, hvor den anden blev placeret cirka 1 km opstrøms for lagunen på en kornmark. Indsamlingen af prøver foregik hver 4–8 uge i et år.

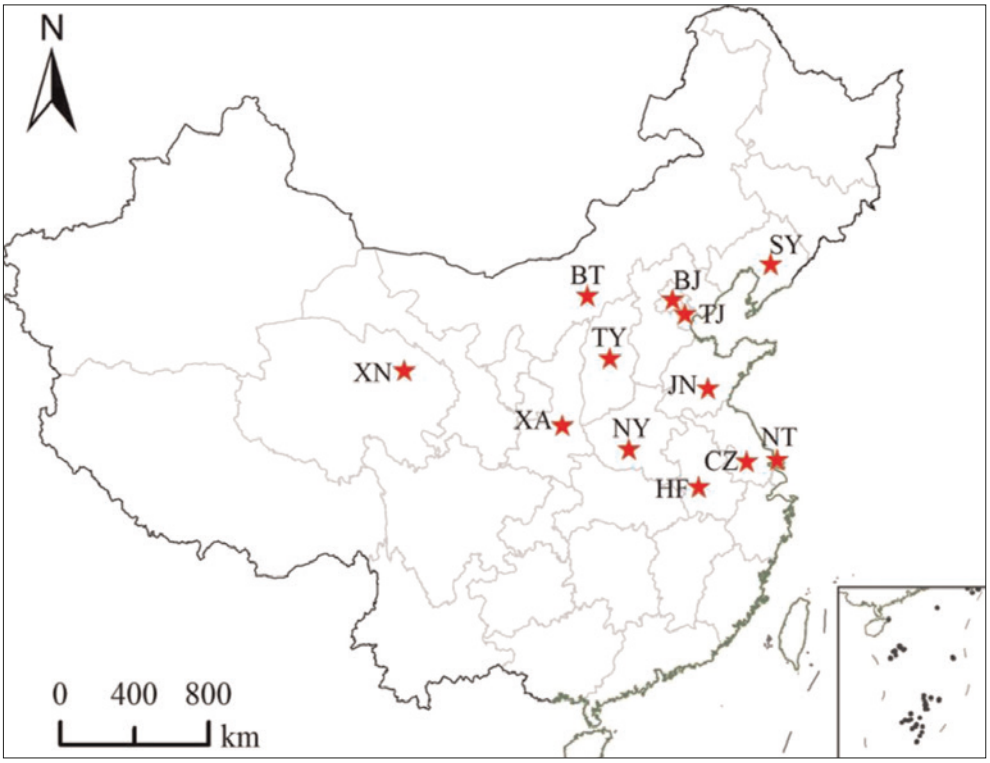
Der blev ikke målt østrogen i jorden eller grundvandet under marken, men kunne findes til en dybde af 32 m under lagunen (se Figur 17). Det er uvist hvorfor østrogen og testosteron er målt på disse dybder, da begge stoffer forventes at sorbere til jordpartiker eller blive mikrobielt nedbrudt i de øverste jordlag.



Figur 17: Koncentrationer af testosteron (•) og østrogen (Δ) i sedimentet under lagunen (fyldte symboler) og kornmarken (åbne symboler).). Detektionsgrænsen for stofferne er markeret med en stiplet vertikal linje, hvor grundvandsspejlet er markeret ved en stiplet horisontal linje under både lagunen og marken [85].

7.6 Kina

Grundvand blev for 12 lokationer undersøgt for tilstedeværelse af østrogenerne og xenoøstrogenerne E1, E2, E3, EE2 og BPA [86] (se Figur 18). Grundvandslokaliteterne var valgt på baggrund af deres placering i forhold til områder, hvor der blev udlagt genindvundet vand. Der var stor variation i grundvandsdybden og distancen mellem indsamlingssteder for grundvand og genindvundet vand. Dybden ligger mellem 5 og 70 m, hvor distancen mellem indsamlingsstederne ligger på 0,02–1 km (et enkelt tilfælde 5,4 km).



Figur 18.: Placering af udvalgte indsamlingsområder i Kina [86].

BPA blev fundet i grundvandet ved alle 12 lokationer, med median koncentration på 5,01 ng/L. 3 af de 12 lokationer havde en BPA koncentration højere end 20 ng/L. For østrogenerne blev E3 fundet i 67 % af prøverne med koncentrationer op til 2,31 ng/L (Tabel 16). Tilstedeværelsen af østrogener og xenoøstrogener var ikke afhængig af dybden af grundvandsmagasinet eller distancen fra udledningskilden af genindvundet vand.

Tabel 16: Frekvens og koncentration af udvalgte østrogener og xenoøstrogener i grundvand i Kina. n=12, n.d.= ikke detekteret [86].

	Antal	Frekvens [%]	C_{max} [ng/L]	C_{median} [ng/L]
BPA	12	100	35,54	5,01
EE2	3	25	0,26	n.d.
E1	3	25	1,08	n.d.
E2	2	17	0,11	n.d.
E3	8	67	2,31	0,067

8. Sammenfatning

De præsenterede resultater fra undersøgelser af østrogener og xenoøstrogener i grundvand indikerer, at der i de undersøgte udledningskilder og lokaliteter, er målt en stor variation i tilstedeværelsen og koncentrationerne af de undersøgte østrogener og xenoøstrogener (se Tabel 17). Overordnet kan det siges, at xenoøstrogener findes i grundvandet i højere koncentrationer end de naturlige østrogener. Blandt andet i Østrig, hvor xenoøstrogenet NP er fundet med en max koncentration på 1500 ng/L, mens den højeste koncentration hos de naturlige østrogener er 0,79 ng/L for E2 [69].

De højeste koncentrationer af det naturlige østrogen E2 er fundet i studier fra USA, hvor de målte koncentrationer var >10 ng/L. Studier uden for USA har derimod ikke kunne påvise E2 (<1 ng/L) . Derudover blev det naturlige østrogen E1 fundet i de højeste koncentrationer af de naturlige østrogener (i koncentrationer op til 390 ng/L). Dette kan være et resultat af, at E1 er et nedbrydningsprodukt af E2, samt at E1 udledes i større mængder fra fra mennesker og dyr end E2.

Der kan ikke etableres nogen egentlig sammenhæng mellem udledning og forureningsgrad for de undersøgte østrogener og xenoøstrogener. Dette skyldes formentlig den lange transporttid, der findes i jorden, samt varierende jordforhold. Det er vanskeligt at generalisere udfra studier foretaget direkte i miljøet, da undersøgelsesforholdene sjældent er sammenlignelige. Derudover, kan laboratorieforsøg vise et misvisende billede af transport og nedbrydning af østrogener og xenoøstrogener i jord, da det er svært at skalere forholdene i laboratoriet så de afspejler processerne i miljøet. Transport og nedbrydningen afhænger blandt andet af temperatur, jordforholdene, sammensætningen af mikroorganismer , grundvandsdannelsen og meget mere. Ydermere, er der stor forskel i definitionen af grundvand i udenlandske studier, her kan grundvand være meget ungt (nogen gange ned til få dage gammelt) og ubeskyttet, hvorfor det kan være vanskeligt at sammenligne med danske forhold.

For de forskellige undersøgte stoffer, er der en stor variation i detektionsgrænserne. Selvom der ofte er benyttet samme metode, kan begrænsninger for det pågældende laboratorium påvirke detektions- og kvantificeringsgrænserne for de undersøgte stoffer. Ydermere er der et stort spænd mellem detektionsgrænsen og kvantificeringsgrænsen for metoderne. For eksempel har et polsk studie en detektionsgrænse for E2 på 131 ng/L, mens kvantificeringsgrænsen er 435 ng/L [78]. For E1 var detektionsgrænsen 8,9 ng/L og kvantificeringsgrænsen var 29 ng/L. Dette tilsammen, gør at sammenligning af resultater studier imellem er vanskeligt. Flere studier har efterlyst mere følsomme målemetoder til kvantificering og detektion af hormonforstyrrende stoffer i miljøet [69], [70], [72].

Overordnet set er der ikke udgivet mange studier om forurening af grundvandet med østrogener og xenoøstrogener. Tendensen for publiceret litteratur er, at der fokuseres på meget brede grupper som EOC, der blandt andet inkluderer pesticider og livstilsprodukter, og i mindre grad hormoner og østrogener. I reviewet fra Italien er resultater fra 20 grundvandsforureningsstudier sammenlignet, hvor kun ét af disse studier har undersøgt tilstedeværelsen af østrogener [72]. Dette bevirker at fokus kommer til at være på de andre forureningsstoffer, og østrogenerne bliver tilsidesat grundet deres lavere koncentrationer.

Potentialet for at finde ét, eller flere, af de undersøgte stoffer i det danske grundvand, vurderes til at være lav for de naturlige østrogener. I forhold til xenoøstrogener kan potentialet være højere, på baggrund af de højere koncentrationer, hvorved disse stoffer er fundet. Det danske grundvand der bruges til drikkevand har en gennemsnitsalder på 20-50 år, men kan i nogle tilfælde være mere end 100 år gammelt. Ved denne alder for det danske drikkevand antages det at der vil være sket en så stor nedbrydning, sorption eller opblanding i jorden, at tilstedeværelsen af østrogener og xenoøstrogener i det danske drikkevand er så lav at det ikke skaber bekymring. Der er dog vigtigt at tage højde for stoffernes nedbrydelighed i jorden, hvorfor blandt andet atrazin kan findes i grundvandet og allerede har et drikkevandskvalitetskrav det derfor ikke må overstige.

Det estimerede daglige indtag for E1 og E2 i fødevarer (mælk, fisk, æg og grøntsager) vurderes til at være 0,1 µg om dagen [87]. Voksne mennesker vurderes yderligere til at indtage 2 L vand dagligt. Tages disse informationer med i betragtningen om, hvorvidt østrogener og xenoøstrogener er en trussel for mennesker ved forurening af det danske grundvand, kan det ydermere konkluderes at potentialet er meget lavt når der sammenlignes med udledningskoncentrationerne, der oftest ligger i ng/L til µg/L for de undersøgte stoffer (se Tabel 3).

Tabel 17: Opsamling af gennemsnits- og maxkoncentrationer fundet i nærværende litteraturstudie. Det vurderes at der er tale om indikationer. c_{max} er angivet i parentes, [a]: Målt i drænvand, n.d.: ikke detekteret, i.k=ikke kvantificeret

	E1 [ng/L]	E2[ng/L]	E3 [ng/L]	EE2 [ng/L]	17α-østradiol [ng/L]	NP [ng/L]	OP [ng/L]	BPA [ng/L]	PCB [ng/L]	Atrazin [ng/L]	Forureningskilde
Danmark	(68,1)[a]	(2,5)[a]									Gylle
Europa	(4)					38 (3850)	1 (41)	79 (2299)		8 (253)	Blandet
Tyskland						(407)		(507)	(940)		Deponier
Østrig	(1,6)	0,13 (0,79)	(0,16)		(0,21)	143 (1500)	(42)	67 (930)			Blandet
Frankrig	(9)	n.d		n.d	(9)			3754 (11985)	(1,4)	128 (350)	Blandet
Rhône-Alpes	0,7	0,4		1,2							Blandet
Italien	n.d	n.d		n.d						(2700)	Blandet
Spanien	i.k	i.k		i.k		i.k	i.k	(7)		(14)	Blandet
Polen	(310)	i.k				i.k	i.k	(6,88)			Deponi
Canada	(3,32)[a]	n.d	n.d	n.d	n.d						Slam
USA								(≤3000)			Blandet
Illinois	(58)	(18)									Spildevand
Nebraska	(390)	n.d	n.d	n.d	n.d						Husdyr
Massachusetts	(120)	(42)				(84000)					Septiktanke
Ozark Plateu Aquifier		79,7 ± 21,1									Blandet
Israel		n.d									Husdyr
Kina	(1,08)	(0,11)	(2,31)	(0,26)				(35,54)			Spildevand

9. Liste over forkortelser

Tabel 18: Liste over forkortelser brugt i dette litteraturstudie	
GRUMO	Dansk grundvandsovervågning
E1	Østron
E2	Østradiol
E3	Østriol
EE2	Ethinyløstradiol
OP	Octylphenol
NP	Nonylphenol
BPA	Bisfenol A
PNEC	Predicted no effect concentration. Den forventede koncentration hvorved der ikke observeres en effekt i den påvirkede organisme
EOC	Emerging organic contaminant (nye organiske forurenende stoffer)
DT50	Halvveringstid
K_{ow}	Octanol-vand koefficient
K_d	Fordelingskoefficient der beskriver et organisk stofs evne til at sorbere til jordpartikler
K_{oc}	Fordelingskoefficienten mellem organisk kulstof og vand
CAFO	Concentrated animal feeding operations; koncentrerede dyrehold
Landbrugsaffald	Slam, biosolids, gylle
LOEL	Det laveste observerbare effektniveau, for fx vitellogenin produktion i fisk
n.d.	Ikke detekteret
i.k.	Ikke kvantificeret

10. Referencer

[1] GEUS, "Vandets kredsløb," *De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland*. [Online]. Available: https://www.geus.dk/udforsk-geologien/laering-om-geologi/viden-om/viden-om-grundvand/vandets-kredsloeb/. [Accessed: 29-May-2019].

[2] GEUS, "Vi påvirker grundvandet," *De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland*. [Online]. Available: https://www.geus.dk/udforsk-geologien/laering-om-geologi/viden-om/viden-om-grundvand/vi-paavirker-grundvandet/. [Accessed: 05-Jun-2019].

[3] GEUS, "Præsentation til Grundvand," *De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland*. [Online]. Available: https://www.geus.dk/udforsk-geologien/laering-om-geologi/viden-om/viden-om-grundvand/praesentation-til-grundvand/. [Accessed: 17-Jun-2019].

[4] J. Bach, U. Rikskov, and P. Gravesen, *Udvidet geologi og grundvand*. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 2001.

[5] Rambøll Danmark A/S, *Kemiske Stoffer. Vurdering af stoffer i forhold til farlighed i grundvandet*. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet, 2010.

[6] "Sådan beskytter vi grundvandet," *Miljø og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen*. [Online]. Available: https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/saadan-beskytter-vi-grundvandet/. [Accessed: 05-Jun-2019].

[7] GEUS, "Kort over grundvandsanalyser." [Online]. Available: http://data.geus.dk/geusmap/?mapname=grundvand#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=249055.55555555614,6048690.972222223,1053500.0000000005,6432896.990740742&layers=jupiter_boringer_ws&filter_0=dgunr%253D%2526dybde.min%253D%2526dybde.max%253D%2526aar.min%253D%2526aar.max%253D%252. [Accessed: 08-Jul-2019].

[8] J. F. Rehfeld, "Østrogener," *Den Store Danske*, 2017. [Online]. Available: http://denstoredanske.dk/index.php?sideId=185248. [Accessed: 22-May-2019].

[9] H. Tapiero, G. Nguyen Ba, and K. D. Tew, "Estrogens and environmental estrogens," *Biomed. Pharmacother.*, vol. 56, no. 1, pp. 36–44, Feb. 2002.

[10] F. Stuer-Lauridsen *et al.*, *Survey of Estrogenic Activity in the Danish Aquatic Environment – Enviromental project nr. 977*, no. 977. Danish Ministry of the Environment – Environmental Protection Agency, 2005.

[11] T. A. Hanselman, D. A. Graetz, and A. C. Wilkie, "Manure-Borne Estrogens as Potential Environmental Contaminants: A Review," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 37, no. 24, pp. 5471–5478, 2003.

[12] M. Kostich, R. Flick, and J. Martinson, "Comparing predicted estrogen concentrations with measurements in US waters," *Environ. Pollut.*, vol. 178, pp. 271–277, 2013.

[13] H. Zhang, J. Shi, X. Liu, X. Zhan, and Q. Chen, "Occurrence and removal of free estrogens, conjugated estrogens, and bisphenol A in manure treatment facilities in East China," *Water Res.*, vol. 58, pp. 248–257, 2014.

[14] I. Tsakovska, I. Pajeva, P. Alov, and A. Worth, "Recent advances in the molecular modeling of estrogen receptor-mediated toxicity," in *Advances in Protein Chemistry and Structural Biology*, vol. 85, Academic Press, 2011, pp. 217–251.

[15] A.-M. Andersson, "Hormonforstyrrende stoffer," *Den Store Danske*, 2016. [Online]. Available: http://denstoredanske.dk/index.php?sideId=93064. [Accessed: 22-May-2019].

[16] S. Wang *et al.*, "Effects of bisphenol A, an environmental endocrine disruptor, on the endogenous hormones of plants," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 22, no. 22, pp. 17653–17662, 2015.

[17] Y. W. Huang, J. R. Phillips, and L. D. Hunter, "Human exposure to medicinal, dietary, and environmental estrogens," *Toxicol. Environ. Chem.*, vol. 89, no. 1, pp. 141–160, 2007.

[18] WHO/IPCS, *Global assessment of the state-of-the-science of endocrine disruptors*. World Health Organization, 2002.

[19] European Commission, "Annex 7 Human health and wildlife relevant data on endocrine disruption included in the database on 146 substances evaluated in the Expert meeting."

[20] M. Adeel, X. Song, Y. Wang, D. Francis, and Y. Yang, "Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review," *Environ. Int.*, vol. 99, pp. 107–119, 2017.

[21] L. B. Christiansen and T. Plesner, *Intersex og andre effekter på reproduktionssystemet i skalle og bækørred – relationer til østrogener og østrogenlignende stoffer*. Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret, 2001.

[22] J. E. Harries *et al.*, "Estrogenic activity in five United Kingdom rivers detected by measurement of vitellogenesis in caged male trout," *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 16, no. 3, pp. 534–542, 1997.

[23] L. C. Folmar *et al.*, "Vitellogenin Induction and Reduced Serum Testosterone Concentrations in Feral Male Carp (Cyprinus carpio) Captured near a Major Metropolitan Sewage Treatment Plant," *Environ. Health Perspect.*, vol. 104, no. 10, pp. 1096–1101, 1996.

[24] P. Flammarion *et al.*, "Induction of Fish Vitellogenin and Alterations in Testicular Structure: Preliminary Results of Estrogenic Effects in Chub (Leuciscus cephalus)," *Ecotoxicology*, vol. 9, pp. 127–135, 2000.

[25] European Commission – Environment, "What areas might they affect?," 2016. [Online]. Available: http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/definitions/affect_en.htm. [Accessed: 23-May-2019].

[26] IPCS, "Wildlife," in *IPCS Global Assessment of EDCs*, World Health Organization, 2002, pp. 33–50.

[27] E. Karpuzoglu, S. D. Holladay, and R. M. Gogal Jr., "Parabens: Potential impact of Low-Affinity Estrogen receptor Binding chemicals on Human health," *J. Toxicol. Environ. Heal. – Part B*, vol. 16, no. 5, pp. 321–335, 2013.

[28] I. W. Lee, P. H. Kuo, M. T. Su, L.-C. Kuan, C.-C. Hsu, and P.-L. Kuo, "Quantitative trait analysis suggests polymorphisms of estrogen-related genes regulate human sperm concentrations and motility," *Hum. Reprod.*, vol. 26, no. 6, pp. 1585–1596, 2011.

[29] L. Hilakivi-Clarke, S. de Assis, and A. Warri, "Exposures to synthetic estrogens at different times during the life, and their effect on breast cancer risk," *J. Mammary Gland Biol. Neoplasia*, vol. 18, no. 1, pp. 25–42, 2013.

[30] S. Snyder, P. Westerhoff, Y. Yoon, and D. Sedlak, "Pharmaceuticals, Personal Care Products, and Endocrine Disruptors in Water: Implications for the Water Industry Shane," *Environ. Eng. Sci.*, vol. 20, no. 5, pp. 449–468, 2003.

[31] "REACH og hormonforstyrrende stoffer," *Miljøstyrelsen*. [Online]. Available: https://mst.dk/kemi/kemikalier/fokus-paa-saerlige-stoffer/hormonforstyrrende-stoffer/reach-og-hormonforstyrrende-stoffer/. [Accessed: 19-Jun-2019].

[32] D. J. Caldwell, F. Mastrocco, P. D. Anderson, R. Länge, and J. P. Sumpter, "Predicted-no-effect concentrations for the steroid estrogens estrone, 17β-estradiol, estriol, and 17α-ethinylestradiol," *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 31, no. 6, pp. 1396–1406, 2012.

[33] B. V. Rutishauser *et al.*, "Comparative analysis of estrogenic activity in sewage treatment plant effluents involving three in vitro assays and chemical analysis of steroids," *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 23, no. 4, pp. 857–864, 2004.

[34] FAO/WHO/JECFA, "Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) – ESTRADIOL-17BETA." [Online]. Available: http://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/chemical.aspx?chemID=1835. [Accessed: 08-Jul-2019].

[35] D. J. Caldwell *et al.*, "An assessment of potential exposure and risk from estrogens in drinking water," *Environ. Health Perspect.*, vol. 118, no. 3, pp. 338–344, 2010.

[36] D. Rasmussen *et al.*, *Kortlægning samt miljø- og sundhedsmæssig vurdering af nonylphenol og nonylphenolethoxylater i tekstiler*. Miljøstyrelsen, 2012.

[37] C. Lassen *et al.*, "Survey of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates; Part of the LOUS-review – Miljøprojekt no. 1470," 2013.

[38] Joint Research Centre Institute for Health and Consumer Protection, *Updated European Risk Assessment Report 4,4'-ISOPROPYLIDENEDIPHENOL (BISPHENOL-A) CAS*, vol. April 2008, no. April 2008. European Commission, 2010.

[39] Efsa, "Bisphenol A." [Online]. Available: https://www.efsa.europa.eu/en/topics/topic/bisphenol. [Accessed: 08-Jul-2019].

[40] L. Zheng *et al.*, "Derivation of predicted no-effect concentration and ecological risk for atrazine better based on reproductive fitness," *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 142, pp. 464–470, 2017.

[41] WHO, "Atrazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.," Geneva, 2003.

[42] European Commission, *Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration*. European Union, 2006.

[43] L. B. Christiansen, M. Winther-Nielsen, and C. Helweg, "Feminisation of fish, The effect of estrogenic compounds and their fate in sewage treatment plants and nature – Environmental project 729," 2002.

[44] D. J. Lapworth, N. Baran, M. E. Stuart, and R. S. Ward, "Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence," *Environ. Pollut.*, vol. 163, pp. 287–303, 2012.

[45] Miljø- og Fødevareministeriet, *BEK nr 1049 af 28/08/2013 – Bekendtgørelse om deponeringsanlæg*. Miljø- og Fødevareministeriet, 2013.

[46] DAKOFA, "Perkolat og gas," *Dansk Kompetencecenter for Affald og Ressoucer*. [Online]. Available: https://dakofa.dk/vidensbank/deponering/perkolat-og-gas/. [Accessed: 29-May-2019].

[47] CEN, "CEN/TC 165/WG 41 – Small type sewage treatment plants (< 50 inhabitants)," *European Committee for Standardization*, 2019. [Online]. Available: https://standards.cen.eu/dyn/www/f?p=204:32:0::::FSP_ORG_ID,FSP_LANG_ID:7207,25&cs=108B869CE2E8414007ACACACECCA9CA93. [Accessed: 29-May-2019].

[48] Miljø- og Fødevareministeriet, *BEK nr 726 af 01/06/2016 – Bekendtgørelse om spildevandstilladelser m.v. efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 3 og 4*. 2016.

[49] A. Oberender, P. Andreasen, J. Tørsløv, A. Stubsgaard, and L. Bagge, *Innovationspartnerskab for anvendelse af fosfor fra spildevand og spildevandsslam fra spildevandsforsyninger. Miljøprojekt nr. 1460*. Miljøstyrelsen, 2013.

[50] B. Petrie, R. Barden, and B. Kasprzyk-Hordern, "A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring," *Water Res.*, vol. 72, pp. 3–27, 2015.

[51] P. Verlicchi and E. Zambello, "Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil – A critical review," *Science of the Total Environment*, vol. 538. Elsevier B.V., pp. 750–767, 2015.

[52] G. Andaluri, R. P. S. Suri, and K. Kumar, "Occurrence of estrogen hormones in biosolids, animal manure and mushroom compost," *Environ. Monit. Assess.*, vol. 184, pp. 1197–1205, 2012.

[53] J. Vikelsøe, M. Thomsen, and L. Carlsen, "Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils," *Sci. Total Environ.*, vol. 296, pp. 105–116, 2002.

[54] L. Bennedsen, D. Harrekilde, M. R. Laursen, and H. Hansen, *Nye forureningsstoffer i perkolat fra lossepladser – Teknologiudviklingsprojekt – Miljøprojekt nr. 1933*. Miljøstyrelsen, 2017.

[55] F. A. Caliman and M. Gavrilescu, "Pharmaceuticals, personal care products and endocrine disrupting agents in the environment – A review," *Clean – Soil, Air, Water*, vol. 37, no. 4–5, pp. 277–303, 2009.

[56] S. Biswas *et al.*, "Current knowledge on the environmental fate, potential impact, and management of growth-promoting steroids used in the US beef cattle industry," *J. Soil Water Conserv.*, vol. 68, no. 4, pp. 325–336, 2013.

[57] S. K. Khanal, B. Xie, M. L. Thompson, S. Sung, S.-K. Ong, and J. (Hans) Van Leeuwen, "Fate, transport and biodegradation of natural estrogens in the environment and engineered systems," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, no. 21, pp. 6537–6546, 2006.

[58] W. McCance, O. A. H. Jones, M. Edwards, A. Surapaneni, S. Chadalavada, and M. Currell, "Contaminants of Emerging Concern as novel groundwater tracers for delineating wastewater impacts in urban and peri-urban areas," *Water Res.*, vol. 146, pp. 118–133, 2018.

[59] W. Yu *et al.*, "Occurrence, sorption, and transformation of free and conjugated natural steroid estrogens in the environment," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 26, pp. 9443–9468, 2019.

[60] G.-G. Ying, B. Williams, and R. Kookana, "Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates – A review," *Environ. Int.*, vol. 28, pp. 215–226, 2002.

[61] G.-G. Ying and R. S. Kookana, "Sorption and Degradation of Estrogen-Like-Endocrine Disrupting Chemicals in Soil," *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 24, no. 10, pp. 2640–2645, 2005.

[62] Q. Sui, X. Cao, S. Lu, W. Zhao, Z. Qiu, and G. Yu, "Occurrence, sources and fate of pharmaceuticals and personal care products in the groundwater: A review," *Emerg. Contam.*, vol. 1, pp. 14–24, 2015.

[63] M. Bistan, M. Podgorelec, R. M. Logar, and T. Tišler, "Yeast estrogen screen assay as a tool for detecting estrogenic activity in water bodies," *Food Technol. Biotechnol.*, vol. 50, no. 4, pp. 427–433, 2012.

[64] N. H. Tran, J. Hu, and S. L. Ong, "Simultaneous determination of PPCPs, EDCs, and artificial sweeteners in environmental water samples using a single-step SPE coupled with HPLC-MS/MS and isotope dilution," *Talanta*, vol. 113, pp. 82–92, 2013.

[65] J. Kjær *et al.*, "Leaching of estrogenic hormones from manure-treated structured soils," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, pp. 3911–3917, 2007.

[66] J. Kjær, P. Olsen, K. Bach, H. C. Barlebo, F. Ingerslev, and B. H. Sørensen, "Supporting information for Leaching of estrogenic hormones from manure-treated structured soils," pp. 1–10.

[67] R. Loos *et al.*, "Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water," *Water Res.*, vol. 44, pp. 4115–4126, 2010.

[68] B. Kuch, F. Kern, J. W. Metzger, and K. T. von der Trenck, "Effect-related monitoring: Estrogen-like substances in groundwater," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 17, pp. 250–260, 2010.

[69] P. Hohenblum, O. Gans, W. Moche, S. Scharf, and G. Lorbeer, "Monitoring of selected estrogenic hormones and industrial chemicals in groundwaters and surface waters in Austria," *Sci. Total Environ.*, vol. 333, no. 1–3, pp. 185–193, 2004.

[70] B. Lopez, P. Ollivier, A. Togola, N. Baran, and J. P. Ghestem, "Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants," *Sci. Total Environ.*, vol. 518–519, pp. 562–573, 2015.

[71] E. Vulliet and C. Cren-Olivé, "Screening of pharmaceuticals and hormones at the regional scale, in surface and groundwaters intended to human consumption," *Environ. Pollut.*, vol. 159, no. 10, pp. 2929–2934, 2011.

[72] R. Meffe and I. de Bustamante, "Emerging organic contaminants in surface water and groundwater: A first overview of the situation in Italy," *Sci. Total Environ.*, vol. 481, pp. 280–295, 2014.

[73] A. Jurado, M. Walther, and M. S. Díaz-Cruz, "Occurrence, fate and environmental risk assessment of the organic microcontaminants included in the Watch Lists set by EU Decisions 2015/495 and 2018/840 in the groundwater of Spain," *Sci. Total Environ.*, vol. 663, pp. 285–296, 2019.

[74] C. Corada-Fernández, L. Candela, N. Torres-Fuentes, M. G. Pintado-Herrera, M. Paniw, and E. González-Mazo, "Effects of extreme rainfall events on the distribution of selected emerging contaminants in surface and groundwater: The Guadalete River basin (SW, Spain)," *Sci. Total Environ.*, vol. 605–606, pp. 770–783, 2017.

[75] E. Estévez, M. del C. Cabrera, A. Molina-Díaz, J. Robles-Molina, and M. del P. Palacios-Díaz, "Screening of emerging contaminants and priority substances (2008/105/EC) in reclaimed water for irrigation and groundwater in a volcanic aquifer (Gran Canaria, Canary Islands, Spain)," *Sci. Total Environ.*, vol. 433, pp. 538–546, 2012.

[76] M. Huerta-Fontela, M. T. Galceran, and F. Ventura, "Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment," *Water Res.*, vol. 45, no. 3, pp. 1432–1442, 2011.

[77] S. Rodriguez-Mozaz, M. J. López De Alda, and D. Barceló, "Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction-liquid chromatography-mass spectrometry," *J. Chromatogr. A*, vol. 1045, pp. 85–92, 2004.

[78] J. Kapelewska, U. Kotowska, J. Karpińska, D. Kowalczuk, A. Arciszewska, and A. Świrydo, "Occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of emerging organic contaminants in leachates, groundwaters and wastewaters," *Microchem. J.*, vol. 137, pp. 292–301, 2018.

[79] N. Gottschall *et al.*, "Chemosphere Hormones , sterols , and fecal indicator bacteria in groundwater , soil , and subsurface drainage following a high single application of municipal biosolids to a field," *Chemosphere*, vol. 91, no. 3, pp. 275–286, 2013.

[80] K. K. Barnes, D. W. Kolpin, E. T. Furlong, S. D. Zaugg, M. T. Meyer, and L. B. Barber, "A national reconnaissance of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States – I) Groundwater," *Sci. Total Environ.*, vol. 402, pp. 192–200, 2008.

[81] E. W. Peterson and L. A. Hanna, "Estrogen reduction in a coupled wetland and ground water flow-through system," *Environ. Earth Sci.*, vol. 75, no. 384, pp. 1–8, 2016.

[82] S. Bartelt-Hunt, D. D. Snow, T. Damon-Powell, and D. Miesbach, "Occurrence of steroid hormones and antibiotics in shallow groundwater impacted by livestock waste control facilities," *J. Contam. Hydrol.*, vol. 123, pp. 94–103, 2011.

[83] C. H. Swartz *et al.*, "Steroid estrogens, nonylphenol ethoxylate metabolites, and other wastewater contaminants in groundwater affected by a residential septic system on cape cod, MA," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, pp. 4894–4902, 2006.

[84] C. Wicks, C. Kelley, and E. Peterson, "Estrogen in a Karstic Aquifer," *Ground Water*, vol. 42, no. 3, pp. 384–289, 2004.

[85] S. Arnon *et al.*, "Transport of testosterone and estrogen from dairy-farm waste lagoons to groundwater," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, pp. 5521–5526, 2008.

[86] Z. Li, X. Xiang, M. Li, Y. Ma, J. Wang, and X. Liu, "Occurrence and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products and endocrine disrupting chemicals in reclaimed water and receiving groundwater in China," *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 119, pp. 74–80, 2015.

[87] S. Hartmann, M. Lacorn, and H. Steinhart, "Natural occurrence of steroid hormones in food," *Food Chem.*, vol. 62, no. 1, pp. 7–20, 1998.

[88] Miljø- og Fødevareministeriet, "Liste over drikkevandskvalitetskriterier." 2018.

[89] Miljø- og Fødevareministeriet, *BEK nr 524 af 01/05/2019 – Drikkevandsbekendtgørelsen*. 2019.

Bilag 1: Liste over kvalitetskrav for dansk drikkevand

Uorganiske stoffer [88]

Tabel 19: Kvalitetskrav for uorganiske stoffer	
Stofnavn	**Drikkevandskvalitetskriterium**
µg/ liter	Naturligt østrogen (nedbrydningsprodukt af E2)
Barium	700
Beryllium	10
Syreflygtigt cyanid	20
Lithium	1000
Molybdæn	20
Strontium	10.000
Thallium	1
Tin	1500
Uran	2

Organiske stoffer [88]

Tabel 20: Drikkevandskvalitetskrav for organiske stoffer		
Stofnavn	**CAS-nr.**	**Drikkevands-kvalitetskriterium**
µg/ liter	5	954
Anioniske detergenter	-	100
Sum af octylphenol og nonylphenol	-	20
Øvrige phenoler3	-	0,5
Chlorphenoler, bortset fra pentachlorphenol	-	0,1
Acrylonitril	107-13-1	0,1
Formaldehyd	50-00-0	50
Styren	100-42-5	1
Sum af tetraethylbly og tetramethyllby	78-00-2 / 75-74-1	3
Tributyltin (sum af TBT)	56-35-9 (TBTO)	0,1
Mononitrophenoler	88-75-5	
100-02-7	90	
Dinitrophenoler	25550-58-7	7
Trinitrophenoler	88-89-1	20
Nitrobenzen	98-95-3	4
Butylacetat	123-86-4 / 110-19-0	10
Diethylether	60-29-7	40
Furfural	98-01-1	3
Methyl-iso-amylketon	110-12-3	10
Methyl-iso-butylketon	108-10-1	100
Chlorbenzener (mono-, di- og tri-),	-	1

Kvalitetskrav til drikkevandets hovedbestanddel [89]

Tabel 21: Liste over kvalitetskrav til drikkevandets hovedbestanddel.
Hvor intet andet er anført, er der i tabellen tale om højst tilladelige værdier. Ved vurdering af om kvalitetskrav er opfyldt, må måleusikkerheden ikke anvendes som ekstra tolerance.

Parameter	Enhed	Kvalitetskrav ved forbrugers taphane	Bemærkninger
Farve	mg Pt/L	15	
Turbiditet	FNU	1	
Lugt Smag	Subjektiv bedømmelse		Vandet må ikke have en afvigende smag og lugt, desinfektionsmidler undtaget.
Temperatur	°C		Det bør tilstræbes, at vandet er højst 12 °C ved taphanen.
pH	pH-enhed	7,0 – 8,5	Vandet må ikke være kalkaggressivt.
Ledningsevne	µS/cm	2.500 ved 20°C	Vandet må ikke være aggressivt. Vandets ledningsevne bør som minimum være 300 µS/cm ved 25 °C.
NVOC (C)	mg/L	4	
Natrium (Na), total	mg/L	175	
Ammonium (NH4+)	mg/L	0,05	Ved desinfektion med chloramin kan accepteres en højere værdi dog mindre end 0,20 mg/L. Ammoniumindhold op til 0,50 mg/L kan accepteres, når drikkevandet ikke filtreres på vandværket, forudsat at det kan dokumenteres, at kvalitetskravet for nitrit ved forbrugers taphane er overholdt. Overskridelser af kvalitetskravet gældende ved taphane som følge af fornyelse af filtermaterialer kan forekomme, men bør indskrænkes mest muligt og må ikke overstige 0,50 mg/l.
Jern (Fe), total	µg/L	200	
Mangan (Mn), total	µg/L	50	
Chlorid (Cl^-)	mg/L	250	
Sulfat (SO_4^{2-})	mg/L	250	
Nitrat (NO_3^-)	mg/L	50	Det sikres, at $\frac{[konc.\ af\ nitrat]}{50} + \frac{[konc.\ af\ nitrit]}{3} \leq 1$
Nitrit (NO_2^-)	mg/L	0,10	Ved desinfektion med chloramin kan accepteres en højere værdi dog mindre end 0,50 mg/L. Overskridelser af kvalitetskravet gældende ved taphane som følge af fornyelse af filtermaterialer kan forekomme, men bør indskrænkes mest muligt og må ikke overstige 0,50 mg/l. Det sikres, at $\frac{[konc.\ af\ nitrat]}{50} + \frac{[konc.\ af\ nitrit]}{3} \leq 1$ Værdien 0,01 mg/L overholdes ved afgang fra vandindvindingsanlæg, dog kan højere værdier accepteres, når det kan dokumenteres, at kvalitetskravet for nitrit ved forbrugers taphane er overholdt
Fluorid (F^-)	mg/L	1,5	

Kvalitetskrav til uorganiske sporstoffer [89]

Tabel 22: Liste over kvalitetskrav til uorganiske sporstoffer
Hvor intet andet er anført, er der i tabellen tale om højst tilladelige værdier. Ved vurdering af om kvalitetskrav er opfyldt, må måleusikkerheden ikke anvendes som ekstra tolerance.

Parameter, Total	Enhed	Kvalitetskrav ved forbrugers taphane	Bemærkninger
Aluminium (Al)	µg/L	200	
Antimon (Sb)	µg/L	5,0	
Arsen (As)	µg/L	5	
Bly (Pb)	µg/L	5	
Bor (B)	mg/L	1,0	Det bør tilstræbes at levere vand med så lavt et indhold af bor som muligt og under 300 µg/L.
Cadmium (Cd)	µg/L	3	
Cobolt (Co)	µg/L	5	
Chrom (Cr)	µg/L	50	
Cyanid (CN-)	µg/L	50	
Kobber (Cu)	mg/L	2,0	
Kviksølv (Hg)	µg/L	1,0	Det bør tilstræbes at levere vand med så lavt et indhold af kviksølv som muligt og under 0,1 µg/L.
Nikkel (Ni)	µg/L	20	
Selen (Se)	µg/L	10	
Sølv (Ag)	µg/L	10	Kvalitetsparameter gælder inden for de forsynings-områder, hvor vand produceres eller distribueres fra anlæg, hvor der anvendes sølv til desinfektion.
Zink (Zn)	mg/L	3	
Halogenholdige omdannelsesprodukter			
Chlorit[1] (ClO_2^-)	µg/L	50	Kvalitetsparametre gælder inden for de forsynings-områder, hvor vand produceres eller distribueres fra anlæg, der desinficerer vandet med chlorfor-bindelser.
Chlorat[1] (ClO_3^-)	µg/L	50	
Sum af chlorit og chlorat	µg/L	50	
Bromat (BrO_3^-)	µg/L	10	Kvalitetsparameter gælder inden for de forsynings-områder, hvor vand produceres eller distribueres fra anlæg, der desinficerer vandet med chlor, ozon eller lignende stærkt iltende stoffer. Når det er muligt, uden at desinfektionen påvirkes heraf, tilstræbes en lavere værdi.
Radioaktivitetsindikatorer			
Radon[2) 3)]	Bq/L	100	I særlige tilfælde kan accepteres en højere værdi dog mindre end 1.000 Bq/L.
Tritium[2) 3)]	Bq/L	100	
Total indikativ dosis[2) 3) 4)]	mSv/år	0,10	

1) Stoffet er til stede som nedbrydningsprodukt i chloropløsninger, og indholdet vil kunne øges yderligere ved henstand af opløsningen.
2) Målingen foretages på udvalgte stationer på nationalt plan.
3) Der skal kun foretages måling, hvis der er risiko for radioaktivitet.
4) Ved indikativ dosis forstås: den akkumulerede effektive dosis for et års indtagelse, der er resultatet af alle de radionuklider, hvis tilstedeværelse er påvist i en drikkevandforsyning, af naturlig og kunstig oprindelse, bortset fra tritium, 40K, radon og kortlivede henfaldsprodukter fra radon.

Kvalitetskrav til organiske mikroforureninger [89]

Tabel 23: Liste over kvalitetskrav til organiske mikroforureninger.
Hvor intet andet er anført, er der i tabellen tale om højst tilladelige værdier. Ved vurdering af om kvalitetskrav er opfyldt, må måleusikkerheden ikke anvendes som ekstra tolerance.

Parameter	Enhed	Kvalitetskrav ved forbrugers taphane	Bemærkninger
Chlorphenoler			
Pentachlorphenol	µg/L	0,01[1)]	
Materiale Monomerer [2)]			
Acrylamid	µg/L	0,10	Anvendelse af kemikalier med indhold heraf bør undgås.
Epichlorhydrin	µg/L	0,10	
Vinylchlorid	µg/L	0,50	
Opløsningsmidler – chlorholdige			
Flygtige organiske chlorforbindelser[3) 4)]	µg/L	1	Værdi gælder ved hvert enkelt stof.
Sum af organiske chlorforbindelser[3)]	µg/L	3	
Sum af trihalomethaner[5)]	µg/L	25	Kloring bør gennemføres, så indholdet bliver lavest muligt. Kvalitetskrav gælder kun inden for de forsyningsområder, hvor vand produceres eller distribueres fra anlæg, der desinficerer vandet med chlorforbindelser.
Olieprodukter			
Benzen[6)]	µg/L	1,0	
PAH-forbindelser [7)]			
Benz(a)pyren	µg/L	0,010	
Fluoranthen	µg/L	0,1	
Sum af benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(ghi)perylen og indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/L	0,10	
Perfluorerede alkylsyreforbindelser (PFAS-forbindelser)			
Sum af PFAS8)	µg/L	0,1	
Pesticider [9)]			
Aldrin, dieldrin, heptachlor, heptachlorepoxid	µg/L	0,030	Værdi gælder ved hvert enkelt pesticid.
Chlorothalonil-amidsulfonsyre	µg/L	0,010	Værdi gælder ved hvert enkelt pesticid.
Andre pesticider	µg/L	0,10	Værdi gælder ved hvert enkelt pesticid.
Sum af alle pesticider	µg/L	0,50	Værdien gælder for summen af alle individuelle pesticider, som påvises og kvantificeres under kontrolproceduren.

1) Det angivne kvalitetskrav kan ikke bestemmes tilstrækkeligt godt med den metode, der er almindelig anvendt i laboratoriet. Der må, indtil bedre teknikker er udviklet, anvendes en metode, der har en detektionsgrænse på højst 0,01 µg/L.
2) Det angivne kvalitetskrav henviser til indholdet af monomerer i vandet beregnet efter specifikationerne for den maksimale migration fra tilsvarende polymere produkter i kontakt med drikkevandet. Acrylamid, epichlorhydrin og vinylchlorid kontrolleres ved hjælp af produktspecifikation eller ved analyse af drikkevandet.
3) Ved flygtige organiske chlorforbindelser forstås di-, og trichlormethan, dichlorethener, 1,2-dichlor-ethan, trichlorethen og trichlorethaner, tetrachlorethen og tetrachlorethaner.
4) Hvis indholdet af trichlormethan (chloroform) i råvandet er større end 1 µg/L, skal det udredes om kilden er naturlig eller forureningsbestemt. Hvis indholdet er naturligt, kan der tillades en højere værdi dog maksimalt 10 µg/L.
5) Ved trihalomethaner forstås summen af det indhold af trichlormethan, dichlorbrommethan, chlordibrommethan og tribrommethan, som dannes ved kloring af vandets naturlige indhold af organisk stof.

6) Indikator for olie- og benzinprodukter.
7) Indikator for tjæreprodukter.
8) Ved PFAS-forbindelser forstås: PFBS (perfluorbutansulfonsyre), PFHxS (perfluorhexansulfonsyre), PFOS (perfluoroctansulfonsyre), PFOSA (perfluoroctansulfonamid), 6:2 FTS (6:2 fluorotelomersulfonsyre), PFBA (perfluorbutansyre), PFPeA (perfluorpentansyre), PFHxA (perfluorhexansyre), PFHpA (perfluorheptansyre), PFOA (perfluoroctansyre), PFNA (perfluornonansyre) og PFDA (perfluordecansyre).
9) Ved pesticider forstås organiske insekticider, organiske herbicider, organiske fungicider, organiske nematocider, organiske acaricider, organiske algicider, organiske rodenticider og organiske slimicider samt lignende produkter (bl.a. vækstregulatorer) og deres metabolitter, nedbrydnings- og reaktionsprodukter.

Liste over obligatorisk kontrol af pesticider og nedbrydningsprodukter [89]

Tabel 24: Liste over obligatorisk kontrol af pesticider og nedbrydningsprodukter

Aktivstof	Nedbrydningsprodukter
Atrazin	2,6-Dichlorbenzosyre
Bentazon	2,4-Dichlorphenol[3]
Dichlobenil	2,6-Dichlorphenol[3]
Dichlorprop	4CPP (2-(4-chlorphenoxy)propionsyre)[3]
Diuron[1]	2,6-DCPP (2-(2,6-dichlorphenoxy-propionsyre))[3]
ETU (Ethylenthiourea)	4-Nitrophenol[4]
Glyphosat	AMPA (Aminomethylphosphorsyre)
Hexazinon	BAM (2,6-Dichlorbenzamid)
MCPA	N-(2, 6-dimethylphenyl)-N-(Methoxyacetyl)alanin (CGA62826)[2] [5]
Mechlorprop	N-(2-carboxy-6-methylphenyl) N-methoxyacetyl)alanin (CGA108906)[2] [5]
Metalaxyl/metalaxyl-M[2]	Chlorothalonil-amidsulfonsyre
Metribuzin[2]	DEIA (Desethyldesisopropyl-atrazin)
Simazin	Desethyl-hydroxy-atrazin
	Desethyl-atrazin
	Desethyl-terbuthylazin
	Desisopropyl-atrazin
	Desisopropyl-hydroxy-atrazin
	Desphenyl-chloridazon
	Didealkyl-hydroxy-atrazin
	Hydroxy-atrazin
	Hydroxy-simazin
	Methyl-desphenyl-chloridazon
	Metribuzin-desamino-diketo[2]
	Metribuzin-diketo[2]
	Metribuzin-desamino[2]
	1, 2, 4-triazol
	N, N- dimethylsulfamid (DMS)

1) Ved viden om, at der gennem årtier ikke har været planteskoler eller erhvervsmæssig dyrkning af pyntegrønt, juletræer, frugttræer og frugtbuske inden for vandindvindingsoplandet, kan stoffet udgå af kontrollen.
2) Ved viden om, at der gennem årtier ikke har været kartoffelavl inden for vandindvindingsoplandet, kan stoffet udgå af kontrollen.
3) Gruppen af chlorphenoler kan være nedbrydningsprodukter eller urenheder fra phenoxysyrer, men der kan også være andre kilder.
4) Almindeligt anvendt kemikalie i den kemiske industri, men kan også optræde som nedbrydningsprodukt fra enkelte fungicider.
5) Nedbrydningsprodukt fra metalaxyl/metalaxyl-M.

Kvalitetskrav til mikrobiologiske parametre [89]

Tabel 25: Liste over kvalitetskrav til organiske mikroforureninger.
Hvor intet andet er anført, er der i tabellen tale om højst tilladelige værdier. Ved vurdering af om kvalitetskrav er opfyldt, må måleusikkerheden ikke anvendes som ekstra tolerance.

Parameter	Enhed	Kvalitetskrav ved forbrugerens taphane
Coliforme bakterier	Pr. 100 ml	i.m. [1)]
Escherichia coli (E. coli)	Pr. 100 ml	i.m. [1)]
Kimtal ved 22 °C	Pr. ml	200
Enterokokker	Pr. 100 ml	i.m. [1)]
Clostridium perfringens, herunder sporer[2)]	Pr. 100 ml	i.m. [1)]

1) i.m. = ikke målelig ved den anviste metode.
2) Parameteren bestemmes kun, hvis vandet hidrører fra eller påvirkes af overfladevand. Såfremt denne parameterværdi overskrides, undersøger og sikrer forsyningen, at der ikke er nogen potentiel fare for menneskers sundhed som følge af forekomsten af patogene mikroorganismer, f.eks. cryptosporidium.