ICS 13.060.99
CCS Z00

DB 63

青 海 省 地 方 标 准

DB 63/T XXXX—XXXX

青海湖水体环境评价指标体系

（报批稿）

XXXX－XX－XX 发布　　XXXX－XX－XX 实施

青海省生态环境厅
青海省市场监督管理局　发 布

目　　次

1　范围 1
2　规范性引用文件 1
3　术语和定义 1
4　青海湖水质监测项目 1
5　青海湖沉积物监测项目 5
6　青海湖水资源监测项目 6
7　青海湖水生态监测项目 6
附录 A（资料性）　青海湖监测参考采样点位和监测频次 8

前　　言

本文件按照GB/T 1.1—2020《标准化工作导则　第1部分：标准化文件的结构和起草规则》的规定起草。

请注意本文件的某些内容可能涉及专利。本文件的发布机构不承担识别专利的责任。

本文件由青海省生态环境厅提出并归口。

本文件起草单位：青海省生态环境监测中心、中国环境科学研究院、生态环境部环境标准研究所、国家环境保护青藏高原生态环境监测与评估重点实验室、青海省生态环境监测与评估重点实验室。

本文件主要起草人：窦筱艳、王书航、董骞、陈珂、高海鹏、雷晶、李正科、陈周杰、裴淑玮、钟丹丹、张志军、杨玉婷、余婧、周明星、温海桂、王雅雯、姜虹、艾雪、王鹏飞、付正辉。

本文件由青海省生态环境厅监督实施。

青海湖水体环境评价指标体系

1 范围

本文件规定了青海湖水质、沉积物、水资源、水生态等水体环境评价所需的监测项目。

本文件适用于青海湖水体环境评价指标体系中的监测项目。

2 规范性引用文件

本文件没有规范性引用文件。

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

3.1

可溶性有机物

可通过0.45 μm孔径滤膜，溶解于水、酸或碱溶液中的异质碳氢化合物，一般由含氧、氮和硫的氨基酸、芳香族、脂肪族等功能团组成。

4 青海湖水质监测项目

青海湖水质监测项目和参考值见表1～表5，未给出参考值的监测项目仅跟踪监测。采样点位的布设和监测频次见附录A。

表1 青海湖水质常规监测项目和参考值

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	水温	人为造成的周平均水温变化应限制在： 周平均最大温升≤1 ℃ 周平均最大温降≤2 ℃
2	pH值	6～10（无量纲）
3	溶解氧（DO）	≥5
4	高锰酸盐指数（I_{Mn}）	≤6
5	化学需氧量（COD）	—
6	五日生化需氧量（BOD_5）	≤4
7	氨氮（NH_3-N）	≤1.0
8	硝酸盐（以N计）	—
9	亚硝酸盐（以N计）	—
10	总氮（以N计）	≤1.5
11	总磷（以P计）	≤0.05

表1　青海湖水质常规监测项目和参考值（续）

序号	监测项目	参考值（mg/L）
12	铜（Cu）	≤1.0
13	锌（Zn）	≤1.0
14	氟化物（以F^-计）	≤1.0
15	硒（Se）	≤0.01
16	砷（As）	≤0.05
17	汞（Hg）	≤0.0001
18	镉（Cd）	≤0.005
19	六价铬（Cr^{6+}）	≤0.05
20	铅（Pb）	≤0.05
21	氰化物（CN^-）	≤0.2
22	挥发酚	≤0.005
23	石油类	≤0.05
24	阴离子表面活性剂	≤0.2
25	硫化物（S^{2-}）	≤0.2
26	粪大肠菌群	≤10000 MPN/L
27	叶绿素*a*	≤0.002
28	透明度	≥55 cm
29	电导率	— μS/cm
30	硫酸盐（以SO_4^{2-}计）	—
31	氯化物（以Cl^-计）	—
32	氧化还原电位（ORD）	— mV
33	总悬浮固体（TSS）	—
34	溶解性总固体（TDS）	—
35	矿化度	—
36	全盐量	—

表 2　青海湖水质挥发性有机物监测项目和参考值

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	三氯甲烷	≤0.06
2	四氯化碳	≤0.002
3	三溴甲烷	≤0.1
4	1,2-二氯乙烷	≤0.03
5	环氧氯丙烷	≤0.02
6	氯乙烯	≤0.005
7	1,1-二氯乙烯	≤0.03
8	1,2-二氯乙烯	≤0.05
9	三氯乙烯	≤0.07

表2　青海湖水质挥发性有机物监测项目和参考值（续）

序号	监测项目	参考值（mg/L）
10	四氯乙烯	≤0.04
11	氯丁二烯	≤0.002
12	六氯丁二烯	≤0.0006
13	苯乙烯	≤0.02
14	苯	≤0.01
15	甲苯	≤0.7
16	乙苯	≤0.3
17	二甲苯	≤0.5
18	异丙苯	≤0.25
19	氯苯	≤0.3
20	1,4-二氯苯	≤0.3
21	二氯甲烷	≤0.02
注：二甲苯指对-二甲苯、间-二甲苯、邻-二甲苯。		

表 3　青海湖水质半挥发性有机物监测项目和参考值

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	甲醛	≤0.9
2	乙醛	≤0.05
3	丙烯醛	≤0.1
4	丙烯腈	≤0.1
5	甲基汞	$\leq 1.0\times10^{-6}$
6	三氯乙醛	≤0.01
7	1,2-二氯苯	≤1.0
8	三氯苯	≤0.02
9	四氯苯	≤0.02
10	六氯苯	≤0.05
11	微囊藻毒素-LR	≤0.001
12	苯并[*a*]芘	$\leq 2.8\times10^{-6}$
13	硝基苯	≤0.017
14	硝基氯苯	≤0.05
15	二硝基苯	≤0.5
16	2,4-二硝基甲苯	≤0.0003
17	2,4-二硝基氯苯	≤0.5
18	2,4,6-三硝基甲苯	≤0.5
19	滴滴涕（总量）	≤0.001
20	林丹	≤0.002
21	环氧七氯	≤0.0002

表3　青海湖水质半挥发性有机物监测项目和参考值（续）

序号	监测项目	参考值（mg/L）
22	阿特拉津	≤0.003
23	2,4,6-三氯苯酚	≤0.2
24	2,4-二氯苯酚	≤0.093
25	邻苯二甲酸二丁酯	≤0.003
26	邻苯二甲酸二（2-乙基己基）酯	≤0.008
27	五氯酚	≤0.009
28	苯胺	≤0.1
29	联苯胺	≤0.0002
30	丙烯酰胺	≤0.0005
31	水合肼	≤0.01
32	四乙基铅	≤0.0001
33	吡啶	≤0.2
34	松节油	≤0.2
35	苦味酸	≤0.5
36	丁基黄原酸	≤0.005
37	多氯联苯（总量）	$\leq 2.0\times10^{-5}$
38	敌敌畏	≤0.05
39	敌百虫	≤0.05
40	乐果	≤0.08
41	甲基对硫磷	≤0.002
42	马拉硫磷	≤0.05
43	内吸磷	≤0.03
44	对硫磷	≤0.003
45	百菌清	≤0.01
46	溴氰菊酯	≤0.02
47	甲萘威	≤0.05

注 1：三氯苯指 1,2,3-三氯苯、1,2,4-三氯苯、1,3,5-三氯苯；

注 2：四氯苯指 1,2,3,4-四氯苯、1,2,3,5-四氯苯、1,2,4,5-四氯苯；

注 3：硝基氯苯指对-硝基氯苯、间-硝基氯苯、邻-硝基氯苯；

注 4：二硝基苯指对-二硝基苯、间-二硝基苯、邻-二硝基苯；

注 5：滴滴涕（总量）指 *p,p'*-滴滴伊、*p,p'*-滴滴滴、*o,p'*-滴滴涕、*p,p'*-滴滴涕四种衍生物的含量之和；

注 6：多氯联苯（总量）指 PCB-1016、PCB-1221、PCB-1232、PCB-1242、PCB-1248、PCB-1254、PCB-1260 的含量之和。

表 4　青海湖水质金属和非金属元素单质或离子监测项目

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	铁（Fe）	≤0.3

表4　青海湖水质金属和非金属元素单质或离子监测项目（续）

序号	监测项目	参考值（mg/L）
2	锰（Mn）	≤0.1
3	黄磷（P_4）	≤0.003
4	钼（Mo）	≤0.07
5	钴（Co）	≤1.0
6	铍（Be）	≤0.002
7	硼（B）	≤0.5
8	锑（Sb）	≤0.005
9	镍（Ni）	≤0.02
10	钡（Ba）	≤0.7
11	钒（V）	≤0.05
12	钛（Ti）	≤0.1
13	铊（Tl）	≤0.0001
14	活性氯	≤0.01

表 5　青海湖水质新污染物和其他监测项目

序号	监测项目
1	微塑料
2	磺胺类抗生素
3	喹诺酮类抗生素
4	可溶性有机物

5　青海湖沉积物监测项目

青海湖沉积物监测项目见表6，采样点位和监测频次参照附录A。

表 6　青海湖沉积物监测项目

序号	监测项目
1	pH值
2	含水率
3	粒径
4	总氮（TN）
5	总磷（TP）
6	有机质（OM）
7	铁（Fe）
8	锰（Mn）
9	铬（Cr）

表6　青海湖沉积物监测项目（续）

序号	监测项目
10	镍（Ni）
11	铜（Cu）
12	锌（Zn）
13	镉（Cd）
14	砷（As）
15	汞（Hg）
16	铅（Pb）
17	硫化物（S^{2-}）

6　青海湖水资源监测项目

青海湖水资源监测项目见表7。

表 7　青海湖水资源监测项目

序号	监测项目
1	湖面面积
2	湖面水位
3	地下水水位
注1：水资源监测项目主要受气候变化影响，不设置参考值。 注2：湖面面积和水位宜采用水利部门公布的数据，也可根据遥感影像反演计算。	

7　青海湖水生态监测项目

青海湖水生态监测项目见表8，采样点位和监测频次见附录A。

表 8　青海湖水生态监测项目和参考值

分类	序号	监测项目	参考值
水生物	1	青海刚毛藻面积	—
	2	浮游植物多样性指数（香农-维纳多样性指数）	—
	3	叶绿素*a*	≤0.002 mg/L
	4	裸鲤蕴藏量	—
水生境	1	自然岸线率	≥98.57%
	2	流域植被覆盖度	≥51.47%
	3	保护区人类活动占比	≤0.62%
	4	保护区湿地面积	≥4740.78 km^2

表8　青海湖水生态监测项目和参考值（续）

分类	序号	监测项目	参考值
注 1：青海刚毛藻面积和水生境项目可根据遥感影像反演计算；裸鲤蕴藏量采用统计数据。 注 2：青海刚毛藻面积、浮游植物多样性指数和裸鲤蕴藏量仅跟踪监测，暂不设置参考值。 注 3：叶绿素 a、自然岸线率、流域植被覆盖度、保护区人类活动占比、保护区湿地面积指标选取 2020 年作为确定青海湖水生态环境监测指标参考值的基准年。			

附 录 A
（资 料 性）
青海湖监测参考采样点位和监测频次

A.1 采样点位

A.1.1 青海湖入湖河流布设9个地表水水质监测点位，基本信息见表A.1。

表 A.1 青海湖入湖河流地表水水质监测点位信息表

序号	点位编号	经度	纬度	备注
1	R1	100° 28’37″E	37° 13’12″N	哈尔盖河入湖口
2	R2	99° 53’53″E	37° 16’16″N	泉吉河（巴哈乌兰河）入湖口
3	R3	99° 44’13″E	37° 02’10″N	布哈河入湖口
4	R4	100° 07’44″E	37° 19’16″N	黑马河入湖口
5	R5	100° 13’19″E	37° 13’48″N	沙柳河（伊克乌兰河）入湖口
6	R7	100° 28’37″E	37° 13’12″N	倒淌河入湖口
7	R8	99° 53’53″E	37° 16’16″N	甘子河入湖口
8	R10	99° 37’12″E	36° 59’50″N	菜挤河（切吉曲）入湖口
9	R11	36° 37’10″E	36° 37’10″N	江西沟入湖口

A.1.2 青海湖湖区布设27个地表水水质监测点位，基本信息见表A.2。

表 A.2 青海湖湖区地表水水质监测点位信息表

序号	点位编号	经度	纬度	备注
1	L1	100° 29’56″E	36° 35’10″N	151
2	L2	100° 38’49″E	36° 33’14″N	青海湖渔场
3	L3	95° 01’18″E	36° 59’20″N	鸟岛
4	L4	100° 17’38″E	36° 39’32″N	江西沟码头
5	L5	100° 22’12″E	37° 06’32″N	哈尔盖青海湖湖边
6	L6	100° 39’36″E	36° 51’36″N	沙岛
7	N1	99° 48’00″E	36° 45’00″N	沿岸带（0 m～-8 m）
8	N2	99° 52’19″E	36° 56’10″N	
9	N3	99° 53’24″E	37° 10’37″N	
10	N4	100° 18’00″E	37° 09’36″N	

表A.2　青海湖湖区地表水水质监测点位信息表（续）

序号	点位编号	经度	纬度	备注
11	N5-1	99° 55’01″E	36° 49’36″N	浅水区（0 m～-20 m）
	N5-2			
12	N6-1	99° 56’56″E	36° 54’50″N	
	N6-2			
13	N7-1	99° 59’20″E	37° 07’59″N	
	N7-2			
14	N8-1	100° 15’36″E	37° 04’34″N	
	N8-2			
15	N9-1	100° 1’59″E	36° 52’59″N	深水区（0 m～-27 m）
	N9-2			
	N9-3			
16	N10-1	100° 13’01″E	37° 00’00″N	
	N10-2			
	N10-3			
17	N11-1	100° 06’00″E	37° 06’00″N	
	N11-2			
	N11-3			
18	N12-1	100° 06’36″E	36° 58’12″N	湖心区（0 m～-33 m）
	N12-2			
	N12-3			
19	N13-1	100° 14’24″E	36° 52’12″N	
	N13-2			
	N13-3			
20	B1	100° 26’10″E	37° 00’50″N	沿岸带（0 m～-8 m）
21	B2	100° 29’28″E	36° 49’59″N	
22	B3	100° 40’34″E	36° 44’13″N	
23	B4	100° 03’14″E	36° 41’20″N	
24	B5	99° 40’01″E	36° 55’19″N	
25	B6	100° 42’36″E	36° 49’44″N	
26	B7	100° 26’10″E	37° 00’50″N	
27	B8	100° 34’52″E	37° 00’50″N	
注：①湖心区和深水区监测垂线上设置3个采样点，分别在水面下0.5 m、1/2水深处和水底上0.5 m。 ②浅水区监测垂线上设置2个采样点，分别在水面下0.5 m和水底上0.5 m。 ③其余在监测垂线上设置1个采样点，在水面下0.5 m。水深不足1 m时，在1/2水深处。				

A.2　监测频次

A.2.1　应定期开展水体环境监测，表1和表6中的监测项目每年监测2次，表2～表5中的监测项目每年监测1次。

A.2.2　青海刚毛藻面积在非冰封期每月监测2～3次。

A.2.3　自然岸线率在丰水期每年监测1次；流域植被覆盖度每月监测1次，计算年均植被覆盖度；保护区湿地面积每5年监测1次。

《青海湖水体环境评价指标体系》
（报批稿）编制说明

标 准 名 称： **青海湖水体环境评价指标体系**

项 目 编 号：

制、修订类型： **制定**

主要起草单位： **青海省生态环境监测中心**

协 作 单 位： **中国环境科学研究院、生态环境部环境标准研究所、国家环境保护青藏高原生态环境监测与评估重点实验室、青海省生态环境监测与评估重点实验室**

归 口 单 位： **青海省生态环境厅**

起 草 时 间： **2022 年 6 月——2024 年 3 月**

目　　录

一、工作简况.....1
（一）任务来源.....1
（二）起草单位、协作单位.....1
（三）主要起草人.....1
二、制定标准的必要性和意义.....3
（一）以水生态环境质量改善为目标的水污染防治工作的需要.....3
（二）科学客观评价青海湖水体环境的需要.....3
三、主要起草过程.....4
（一）成立标准编制组.....4
（二）查询国内外相关标准和文献资料.....4
（三）标准制定的技术路线.....27
四、制定标准的原则和依据，与现行法律、法规、标准的关系.....29
（一）标准制订的基本原则和依据.....29
（二）标准与现行法律、法规和标准的关系.....29
五、主要条款的说明.....30
（一）术语和定义.....30
（二）监测项目的选取.....30
（三）青海湖水体环境监测项目参考分析方法的确定.....44
（四）青海湖监测点位的确定.....55
六、重大意见分歧的处理依据和结果.....75
（一）立项审查会.....75
（二）专家技术初审会.....75
（三）公开征求意见.....76
（四）技术审查会.....76
七、贯彻实施标准的要求措施等建议.....77
八、参考文献.....78
附件 1　青海湖水质监测项目标准限值制订依据.....81
附件 2　标准立项专家意见征求表.....212
附件 3　初审标准立项专家意见征求表.....213
附件 4　公开征求意见反馈.....215
附件 5　审查会.....218

《青海湖水体环境评价指标体系》（报批稿）地方标准编制说明

一、工作简况

（一）任务来源

2022 年 5 月，由青海省生态环境监测中心申请地方标准《青海湖水体环境评价指标体系》的立项，根据青海省生态环境厅下达的《关于印发青海省 2022 年地方标准制修订项目计划的通知》（青生办〔2022〕34 号），批准《青海湖水体环境评价指标体系》地方标准的制定（修订）。

（二）起草单位、协作单位

起草单位：青海省生态环境监测中心

协作单位：中国环境科学研究院

生态环境部环境标准研究所

国家环境保护青藏高原生态环境监测与评估重点实验室

青海省生态环境监测与评估重点实验室

（三）主要起草人

本标准主要起草人员见表 1-1。

表 1-1　标准主要起草人员列表

姓 名	性别	职务/职称	工作单位	任务分工
窦筱艳	女	主任/正高级工程师	青海省生态环境监测中心	项目负责人
王书航	男	主任/正高级工程师	中国环境科学研究院	立项申报、报告编制
董骞	女	副研究员	中国环境科学研究院、生态环境部环境标准研究所	报告编制
陈珂	女	工程师	青海省生态环境监测中心	立项申报、报告编制
高海鹏	女	副高级工程师	青海省生态环境监测中心	报告编制
雷晶	女	副研究员	中国环境科学研究院、生态环境部环境标准研究所	报告编制
李正科	男	工程师	青海省生态环境监测中心	报告编制
陈周杰	女	工程师	青海省生态环境监测中心	报告编制
裴淑玮	女	工程师	中国环境科学研究院、生态环境部环境标准研究所	数据统计
钟丹丹	女	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
张志军	男	副高级工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
杨玉婷	女	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
余婧	女	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
周明星	男	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
温海桂	女	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
王雅雯	女	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
姜虹	女	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
艾雪	女	工程师	青海省生态环境监测中心	数据统计
王鹏飞	女	副高级工程师	中国环境科学研究院	数据整理
付正辉	男	副高级工程师	中国环境科学研究院	数据整理

二、制定标准的必要性和意义

（一）以水生态环境质量改善为目标的水污染防治工作的需要

2015 年 4 月，国务院发布《水污染防治行动计划》（以下简称“水十条”，国发〔2015〕17 号），明确水污染防治总体要求以改善水环境质量为核心，且要依法公开环境信息，并与各省签订目标责任书，明确水质考核目标。2018 年中央环保督查指出，目前的监测评价方法不适用于青海湖的监测与评价，且青海湖监测点位太少。

（二）科学客观评价青海湖水体环境的需要

由于特殊的地质、地理和气候条件，青海湖作为咸水湖与淡水湖水生态环境差异较大，目前国内咸水湖水体监测评价指标体系仍处于空白，制定青海湖水体监测评价指标体系，准确、客观地评价青海湖水体现状及发展趋势，对保护青海湖生态环境、控制污染源和制定生态环境规划具有重要意义，同时也将填补国内咸水湖水体环境评价指标体系空白。

依据现行国家标准《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002），青海湖水环境质量评价等级为劣 V 类，与现实情况不符。根据青海湖长期水质监测数据，湖体自 20 世纪 80 年代至今，pH 值、化学需氧量均处于偏高水平，依据《地表水和地下水环境本底判定技术规定（暂行）》，对青海湖环境本底值进行判定，pH 值、化学需氧量偏高是受地理、地质等自然条件因

素影响。2020 年 12 月，中国环境监测总站在向生态环境部生态环境监测司《关于征求呼伦湖及其类似水体水质监测评价有关问题意见的复函》中提到："青海湖地区是传统牧业区，入湖河流水质优良；青海湖湖水清澈，属高矿化度、极硬水，水质基体成分复杂。在没有相应高氯离子水质分析方法和咸水湖水质评价标准前提下，用淡水水质分析方法和评价标准，不能客观真实反映青海湖水质。"

综上情况，亟需制定青海湖水环境质量监测评价指标体系，以客观、准确地评价青海湖水环境质量，并形成行业技术规范，服务于青海湖生态环境管理工作。

三、主要起草过程

（一）成立标准编制组

2022 年 6 月，青海省生态环境监测中心接到青海省生态环境厅下达的《关于印发青海省 2022 年地方标准制修订项目计划的通知》（青生办〔2022〕22 号）的任务后，成立了由技术负责人任组长，由相关监测分析人员任组员的标准编制小组。

（二）查询国内外相关标准和文献资料

1.国内外水质评价发展历程

水质评价是解决水体污染和保护水环境的基础，水质评价工作最早出现在美国，美国学者在水质评价的过程中提出了许多水质评价的方法，为水质评价方法的研究开拓了一条道路。

20 世纪 60 年代，水体质量评价的水质指数（QI）概念的提出标志着水质评价的开始，之后，各个国家以此理论为基础，不断对水质评价的方法进行补充和发展[1-2]。总结国内外对水环境状况评价的研究，大致经历了三个阶段[3-8]：第一阶段是传统的基于物理、化学参数评价水体的水质状况；第二阶段是用指示物种的监测与指标评价来反映水体状况；第三阶段是考虑整个水生态环境系统的综合指标评价法。我国在水环境质量综合评价方面起步较晚，我国水质评价研究始于 1973 年第一次对北京西郊环境质量的评价。1978 年地表水质污染指数由中国科学院地理科学与资源研究所提出，并将该指数用于我国东部河流水质污染程度的评价中。1981 年，我国将单项评价法、地图重叠法和加权算术平均河长的水质指数法运用到了第一次全国水质评估中。

我国水质评价工作虽起步较晚，但发展迅速。经过 50 多年的发展，随着技术水平的提升，各种数学模型应用到水质评价中，到目前已有单项污染指数法、内梅罗指数法、综合标识指数法、模糊综合评判法、主成分分析法、综合指数法[9-16]、灰色关联法等多种水质评价方法应用到各类水体的水质评价。

（1）单项污染指数法。又叫单因子评价法，以逐一比较后最差的因子评价的结果作为最终的水质类别，具有严谨、计算简便、易于推广等优点。

（2）内梅罗指数法。内梅罗指数法是当前国内外进行综合

污染指数计算的常用方法之一。此方法根据样品检测指标的单项污染指数计算得到内梅罗指数法。其特点是同时兼顾各检测指标污染指数的平均值和最高值，重点突出最大污染项目对水环境质量的影响和作用。

（3）综合标识指数法。综合水质标识指数可以完整表达河流总体的综合水质信息，其特点是：既能定性评价、也能定量评价；既不会因个别水质指标较差就否定综合水质，又能对河流综合水质做出合理的评价；既可以用于一条河流不同断面水质的客观比较，又可以用于不同河流水质的评价比较；既可以在同一类别中比较水质的优劣，也可以对劣 V 类水比较污染的严重程度。

（4）模糊综合评判法。模糊综合法基于模糊数学的理念，可以将一些不确定边界的因子进行定量分析，针对流域环境的不确定性进行综合评价，得到的结果更加客观和准确。

（5）主成分分析法。主成分分析法是一种将多维因子纳入同一系统进行定量化研究、理论比较完善的多元统计分析方法。它是利用降维的思想，在损失很少信息的前提下，将多个变量指标压缩为几个综合变量指标（即主成分），每个主成分都是原始变量的线性组合，且各主成分之间互不相关。

（6）综合污染指数法。综合污染指数是在单因子评价法的基础上统计得到的，它能够定性反映湖泊水体的综合污染程度。

（7）灰色关联法。灰色关联法是对各子系统多因素之间大

小、强弱与次序的灰色关联度进行分析，通过分析计算各子系统的关联度对系统的联系紧密程度和发展变化态势提出量化计算结果。

2.国内相关标准

（1）国内水质评价标准

我国从上世纪50年代起参照前苏联饮用水标准制定生活饮用水标准，后参照世界卫生组织《生活饮用水水质卫生导则》制定了项目完备的单因子饮用水水质标准。2002年，在借鉴美国环保署水质基准、世界卫生组织生活饮用水导则、英国、日本等发达国家水质标准的基础上，编制了《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）。《地表水环境质量标准》的编制，主要是针对改革开放后，东部地区工业发展迅猛的地区因排放废水造成的水质污染和富营养化问题。我国已纳入水质考核的59个重要湖泊中，有11个咸水湖，包括新疆的艾比湖、乌伦古湖、赛里木湖、博斯腾湖，西藏的班公错、纳木错、羊卓雍错，内蒙古的呼伦湖、乌梁素海、宁夏的沙湖和云南的程海。其中半咸水湖有赛里木湖、乌梁素海、羊卓雍错、沙湖等4个；空间分布上的淡水-半咸水湖有班公错、纳木错、博斯腾湖、乌伦古湖等4个；时间分布上的淡水-半咸水湖有呼伦湖、程海等2个；盐湖有艾比湖等。

由于湖泊的特殊性，上述多个湖泊水质存在背景值高的问题，《地表水环境质量标准》考核的某些项目以一事一议的方

式豁免。《地表水环境质量标准》中一些考核项目对咸水湖的评价并不适用。

现行标准见表 3-1。

表 3-1　国内相关标准

序号	标准号	标准名称	指标类别	具体指标	具体指标分类	具体要求
1	HJ 1296—2023	水生态监测技术指南 湖泊和水库水生生物监测与评价（试行）	水生生物监测	生物完整性指数（IBI）、香农-维纳多样性指数（H）、生物指数（BI）等	大型底栖无脊椎动物、浮游植物、浮游动物、鱼类	规定了湖泊和水库水生态监测中水生生物监测点位布设与监测频次、监测方法、质量保证和质量控制、评价方法等技术内容。
2	GB 3838—2002	地表水环境质量标准	水质评价	单因子评价	单因子评价	地表水环境质量评价应根据应实现的水城功能类别，选取相应类别标准，进行单因子评价，评价结果应说明水质达标情况，超标的应说明超标项目和超标倍数。 丰、平、枯水期特征明显的水域，应分水期进行水质评价。 集中式生活饮用水地表水源地水质评价的项目应包括表 1 中的基本项目 2 中的补充项目以及由县级以上人民政府环境保护行政主管部门从表 3 中选择确定的特定项目。

			水质监测	基本项目		共 24 项，包括水温、pH 值(无量纲)、溶解氧、高锰酸盐指数、化学需氧量(COD)、五日生化需氧量(BOD_5)、氨(NH_3-N)、总磷(以 P 计)、总氮（湖、库，以 N 计）、氟化物（以 F^-计）、铬（六价）、氰化物、挥发酚、石油类、阴离子表面活性剂、硫化物、粪大肠菌群(个/L)。
				补充项目		共 5 项。包括硫酸盐（以 SO_4^{2-}计）、氯化物（以 CI^-计）、硝酸盐（以 N 计）、铁、锰。
				特定项目		共 68 项，均为有机项目。
3	环办〔2011〕22 号	地表水环境质量评价办法	评价方法	河流水质评价方法	断面水质评价	用单因子评价法，即根据评价时段内该断面参评的指标中类别最高的一项来确定。描述断面的水质类别时，使用“符合”或“劣于”等词语。
					当河流、流域（水系）的断面总数少于 5 个时	计算河流、流域（水系）所有断面各评价指标浓度算术平均值，然后按照“断面水质评价”方法评价，并按断面水质定性评价表指出每个断面的水质类别和水质状况。
					当河流、流域（水系）的断面总	采用断面水质类别比例法，即根据评价河流、流域（水系）中各水质类别的断面数占河流、流域（水系）所有评价断面总数的百分比 来

					数在 5 个（含 5 个）以上时	评价其水质状况。不作平均水质类别的评价。
				湖泊、水库评价方法	水质评价	湖泊、水库单个点位的水质评价，按照“（一）1.断面水质评价”方法进行。 当一个湖泊、水库有多个监测点位时，计算湖泊、水库多个点位各评价指标浓度算术平均值，然后按照“断面水质评价”方法评价。 湖泊、水库多次监测结果的水质评价，先按时间序列计算 湖泊、水库各个点位各个评价指标浓度的算术平均值，再按空间序 列计算湖泊、水库所有点位各个评价指标浓度的算术平均值，然后按照“断面水质评价”方法评价。 对于大型湖泊、水库，亦可分不同的湖（库）区进行水质评价。 河流型水库按照河流水质评价方法进行。
					营养状态评价	采用综合营养状态指数法。
				全国及区域水质评价	采用断面水质类别	全国及行政区域整体水质状况评价方法采用断面水质类别比例法，按河流、流域（水系）

					比例 法，	水质定性评价表进行分级。 全国及行政区域内主要污染项目的确定方法按照“河流、流域（水系）主要污染指标的确定”方法进行。
			水质变化趋势分析方法	不同时段定量比较	单因子浓度比较	评价某一断面（点位）在不同时段的水质变化时，可直接比较评价指标的浓度值，并以折线图表征其比较结果。
					水质类别比例比较	对不同时段的某一河流、流域（水系）、全国及行政区域内水质 的时间变化趋势进行评价，可直接进行各类水质类别比例变化的分析，并以图表表征。
				水质变化趋势分析	不同时段水质变化趋势评价	分为按水质状况等级变化评价和按组合类别比例法评价。
					多时段的变化趋势评价	分析断面（点位）、河流、流域（水系）、全国及行政区域内多 时段的水质变化趋势及变化程度，应对评价指标值（如指标浓度、水质类别比例等）与时间序列进行相关性分析，可采用 Spearman 秩相关系数法，检验相关系数和斜率的显著性意义，确定其是否有变化和变化程度。变化趋势可用折线图来表

						征。
4	环办〔2014〕111号	湖泊生态安全调查与评估技术指南	湖泊生态安全调查	湖泊基本信息调查		主要包括湖泊水面面积湖泊容积出/入湖水量、多年平均蓄水量、多年平均水深及其变化范围、补给系数、换水周期、流域的地理位置、所涉及县（市）及其乡镇面积、流域的土地利用状况水资源概况以及湖泊的主要服务功能。
				湖泊流域人类活动影响调查	社会发展和经济调查	
					湖泊流域污染源调查	包括点源、面源、内源污染调查。
					湖库主要入湖河流污染调查	水文参数：流量、流速等。 水质参数：溶解氧（DO）、pH、总氮（TN）、总磷（TP）、COD、高锰酸盐指数、氨氮、悬浮物（SS）等指标。
				湖泊流域生态系统状态调查	水质调查	着重关注溶解氧（DO）、总氮（TN）、总磷（TP）、高锰酸盐指数、氨氮、透明度（SD）、悬浮物（SS）、叶绿素 *a* (Chla) 等富营养化指标以及 Pb、Hg 等重金属指标。

					沉积物和间隙水调查	沉积物的分析测试指标包括粒径、含水率、容重、pH、TN、TP、有机质(OM)、(Cd)、铬(Cr)、铜(Cu)、锌(Zn)、(Pb)、汞(Hg)、砷(As)和镍(N)等； 间隙水调查指标主要涉及与内源释放相关的氨氮、无机磷、(Cd)、(Cr)、铜(Cu)、锌(Zn)、铅(Pb)、汞(Hg)、砷(As)和镍(Ni)等。
					水生态调查	重点关注浮游植物、浮游动物、底栖生物、大型水生维管束植物，有条件者还可调查鱼类。主要测定指标为生物量、优势种、多样性指数、完整性指数。
				湖泊流域生态服务功能调查	饮用水水源地水质达标率调查	查向当地环境监测部门获取，无现成资料或者没有条件者可着重考虑对水体颜色、DO、藻毒素、Pb、氨氮高锰酸盐指数、异味物质、挥发酚（以苯酚计）、BOD_5、总磷（TP）、总氮（TN）、Hg 氰化物、硫化物、粪大肠杆菌 15 个指标进行监测。
					栖息地功能调查	主要包括鱼类种类数、天然湿地的面积，候鸟种类及数量等，同时应考虑外来入侵物种的调查。
					湖滨带、消	主要为其现状情况调查，指标包括湖滨缓冲

					落带拦截净化功能调查	区、消落带的长度、宽度，湖体周长，天然湖滨区面积，人工恢复面积等。
					湖泊景观和水产品供给调查	指标主要包括旅游业总产值、水产品产量、自然保护区、珍惜濒危动植物的天然集中分布等指标。
				湖泊流域生态环境保护调控管理措施调查	资金投入	包括中央财政投入地方财政及社会投入两个方面。
					污染治理	主要指标为工业企业废水稳定达标率、城镇生活污水集中处理率、环湖农村生活污水集中处理率、农村生活垃圾收集处理率以及农村畜禽粪便综合利用率等。
					产业结构调整	主要指标为工业万元增加值用水量情况，第一、二、三产业生产总值情况等。
					生态建设	方案基准年及方案规划期间每年湖泊流域内天然湿地恢复面积森林覆盖率等。
					监管能力	主要指标可包括是否满足饮用水源地规范化建设、是否满足环境监测能力、是否满足环境监察标准化建设能力及生态环境管理的科技支撑能力等。
					长效机制	主要包括湖泊流域内法律、法规、政策的制

						定情况、流域内是否有统一监管机构、市场化的长期投融资制度的制定情况等。
			湖泊生态安全评估（生态安全综合指数）	社会经济影响	人口	包括人口密度、人口增长率。
					经济	人均 GDP。
					社会	包括人类活动强度指数、湖泊近岸缓冲区人类活动扰动指数。
					流域污染负荷	包括单位面积面源 COD 负荷、单位面积面源总氮（TN）负荷、单位面积面源总磷（TP）负荷、单位面积点源 COD 负荷、单位面积点源总氮（TN）负荷、单位面积点源总磷（TP）负荷。
					入湖河流	包括主要入湖河流 COD 浓度、主要入湖河流总氮（TN）浓度、主要入湖河流总磷（TP）浓度。 单位入湖河流水量。
				水生态健康	入湖河流	包括主要入湖河流 COD 浓度、主要入湖河流总氮（TN）浓度、主要入湖河流总磷（TP）浓度、单位入湖河流水量。
					水质	包括溶解氧、透明度、氨氮、总磷（TP）、总氮（TN）、高锰酸盐指数。
					富营养化	包括叶绿素、综合营养指数。

					沉积物	包括总氮（TN）、总磷（TP）、有机质、重金属风险指数。
					水生生物多样性	包括浮游植物多样性指数、浮游动物多样性指数、底栖生物多样性指数、沉-浮-漂-挺水植物覆盖度。
				生态服务功能	饮用水服务功能	包括集中饮用水水质达标率。
					水源涵养功能	包括林草覆盖率。
					栖息地功能	包括湿地面积占总面积的比例。
					拦截净化功能	包括湖（库）滨自然岸线率。
					人文景观功能	包括自然保护区级别、珍稀物种生境代表性。
				调控管理	资金投入	环保投入指数。
					污染治理	工业企业废水排放稳定达标率、城镇生活污水集中处理率、农村生活污水处理率、水土流失治理率。
					监管能力	监管能力指数。
					长效机制	长效管理机制构建。

（2）国外相关标准

国外目前基本采用考虑整个水生态环境系统的综合指标评价法来评价水生态环境质量状况，而理化参数是其中重要的组成部分。

1）欧盟

自 2000 年《欧盟水框架指令》（WFD）正式执行后，地表水水质分为五级，分别为优、良、中、差、劣。描述水质的一般的物理化学要素主要包括营养物质、热状况等。对“优”类生态状况，每个要素的状态必须在未受干扰的条件范围内。对“良”类生态状况，指令要求一般物理化学要素要满足成员国为保护生态系统功能所设定的标准。

《欧盟水框架指令》还列出了欧盟各地所排放的大量特殊污染物的清单，这些特殊污染物对生态质量会产生影响。生态状况要达到“良”，不得超过为特殊污染物设定的环境质量标准。除淡水中的氮外，特殊污染物环境质量标准设定为：水生植物和动物没有不良反应发生时即符合标准。水框架指令还列出了必须考虑的优先和有害物质名单，如果列出的一个或多个优先考虑物质或其他有害物质未达到地表水环境质量标准，则判定该水体化学状态未达到“良”。各国根据水框架指令要求，制定更加严格的标准。

在评价方法的选择上，欧盟不同国家在满足《欧盟水框架指令》的基础上，采取了不同的方法[17]。波兰采用的水质

指标包括有机污染指标和无机盐类指标。水质指标的数量由1962年时的8项（溶解氧、五日生化需氧量、高锰酸盐指数、悬浮性固体、氯化物、硫化物、溶解性固体和酚类物质）增加到目前的52项，并分三级设置标准限值。水质评价方法类似于我国的单因子评价法，即取污染最严重指标所在的类别作为水体的水质类别，主要的不同处:

1）采用流速校正后的当量浓度进行评价。利用流速对瞬时浓度进行校正，采用得到的 当量浓度进行水质评价。

2）采用河长对水质评价结果进行表述。与我国采用断面个数或断面达标率的方式也有所不同，波兰通常给出在某条河流中，分别达到I类、II类III类及以上水质的河段长度[18]。

意大利采用的水质指标包括综合性水质指标（MI）和微污染指标（MCI）。综合性水质指标包括溶解氧、化学需氧量（COD）、BOD_5、氨氮（NH_3-N）、硝酸盐氮（NO_3-N）、总磷和埃希氏菌群；微污染指标包括镉、总铬、汞、镍、铅、铜、锌等无机物和艾氏剂、狄氏剂、异狄氏剂、DDT等有机物，将水质分五级设置标准限值。对于综合性水质指标，计算MI的监测5数据的第3个四分位数，根据分级表确定该指标的污染类别及特定类别指数（SCS）；将所有MI的SCS相加，得到MI的最大污染水平（MIL），并根据分级表确定MIL所属的类别。对于微污染指标，计算MCI的监测数据的第3个四分位数，并与各自的最大允许污染水平（MCL）进

行比较，只要有一个 MCI 的第 3 个四分位数大于 MCL，则该水体的化学状态就是“＞MCL”；只有全部 MCI 的第 3 个四分位数小于 MCL，该水体的化学状态为“＜MCL”。根据确定的水 质级别和水体化学状态判断水体的环境状态，水体环境状态用优、良、中、差或极差来描述。例如：化学状态为“＜MCL”，水质级别为一级时，水体环境状态为“优”；化学状态为＞“MCL”，水质级别为一级时，水体环境状态为“差”等。

2）美国

美国没有统一的地表水评价标准，《清洁水法》（CWA）[19]中相应的部分给出总体的一般性要求，制定了水质基准。CWA 101（a）美国全境水体水质目标为：“任何情况下水体质量都应达到保护鱼类、贝类和野生生物生长繁殖及水中娱乐等的功能要求”。各州根据美国 CWA 305（b）和 CWA 303（d）的相关内容，制定符合自身的水质评价标准。CWA 305（b）规定从 1976 年起，各州、部落当局在每个偶数年（两年一次）的 4 月 1 日向 EPA 提供其所辖范围内水体的水质评价报告，对其中水质受损水体的情况进行说明。同时，基于最新的联邦法规，EPA 要求各州每 4 年更新 CWA 303（d）条款要求的受损水体清单，并形成全国水质现状报告，提交给国会。EPA 认为，各州进行水质评价的目的是识别功能受损的具体水体，确定其受损程度。评价方法的选择需要基于

数据系列的类型、数据的级别、评价水体的类型、水体功能、水质标准或参考背景信息的可靠程度等。一般对于化学和物理类指标，多采用样本值相对于标准值的超标频率范围给定评价决策。一般情况下，EPA 认为有 10%的传统污染物（物理、化学指标）样本超过标准值是尚可接受的，这是基于“单个指标在短期内偶尔可以降至标准以下，而水质没有破坏、不危及水生生物健康”的假设条件下作出的一个统计判断：在某些方面违反标准值后，一个系统仍可以持续发展而不被破坏。

美国各州在进行水质评价时，在满足《清洁水法》的基础上采用了与其自身实际水质相结合的评价方法。例如：德州在进行水质评价时，根据《清洁水法》的相关要求，制定了《德克萨斯州地表水质量标准》（TSWQS，TCEQ Rules Chapter 307），在该标准中对不同水域设置了相应的要达到的使用功能，并针对使用功能设置监测项目。在进行数据统计时，5 年内每个监测点位不得少于 10 次数据；当监测数据小于 3 次时，不作为评价依据。在数据评价时，对于溶解氧、水温、pH 值、细菌和急性毒性五类指标，采用达标率法进行评价。当计算的超标率在 10%或以下时，则认定为水体完全达到使用功能；当大于 10%小于或等于 25%时，则为部分达到使用功能；如果大于 25%，则为无法达到使用功能。对于人体健康指标以及生物指标等，则以均值是否满足要求判断

是否支持其水质用途。该方法在一定程度上避免了枯水期、强降雨等非人为因素造成的水温、溶解氧、pH 等五项指标的数据异常。

3）日本

日本环境厅于 1971 年公布水环境的质量标准《关于水质污染的环境质量标准》，并于 2009 年最新修订，文件中明确规定了质量标准的制定、分析方法及评价原则、达标期限和标准修订等方面的内容。

环境质量标准项目分为健康项目和生活环境项目[20]。健康项目属于国家严格控制并通过法律法规确定的监测项目，包括 27 项指标，监测频次多，必须随时保持达标，不得出现超标情况，以保护人类健康。生活环境项目也属于国家质量标准范围，但允许通过制定达标期限等措施，逐步治理和防范的污染物。

生活环境项目中的标准项目和标准限值可分为河流（不含湖泊）和湖泊（天然湖泊以及蓄水量在 1000 万 m^3 以上且水量滞留时间在 4 d 以上的人工湖）。其中，河流的质量标准涉及项目包括 pH、BOD、悬浮物（SS）、DO 和粪大肠菌群，根据使用目的和为保护水生生物分为六级；湖泊的质量标准中，pH、BOD、SS、DO 和粪大肠菌群分为四级，总磷和总氮分为五级；河流和湖泊的总锌分别单独设置标准限值。

日本根据《水质污染防治法》第 15 条，对水环境开展综

合性的监测与评价[21]。评价健康项目时，考虑到总氰的急性毒性特点，对于总氰的评价以各监测点位的年间监测值的最高值均满足达标要求（不得检出）为达标判断。烷基汞和多氯联苯（PCB）评价以全年所有监测点位的样本分析结果均未检出，为达标。其他项目考虑其慢性毒性特点，根据各监测点结果的年度均值满足达标要求为判断原则进行评价。对于因自然背景因素导致超标的情况，在能够明确判断超标原因为自然因素时，要在评价和对策方面给与充分说明及考虑。评价生活环境项目时，关于 BOD 或 COD 的评价，对于不同水域类型的监测点位，年度数据 75%的数据量满足水质目标判定为水域达标。湖泊总磷和总氮的评价原则为：监测的环境标准点位监测数值年均值满足达标要求时，即可判断该监测水域达标。

（3）咸水湖水质管理

美国环保署水质基准为淡水水质基准，未规定咸水水质基准；澳大利亚和新西兰水质标准也仅包括淡水和海水。美国大盐湖未制定盐湖水质标准，而是重点监管入湖河流水质。从 1972 年开始监测水温、溶解氧、电导率和 pH 值等 4 项水质参数。1986 年大盐湖水质调查，包括等 13 项水质指标；其中没有化学需氧量相关参数。2000 年发布的《澳大利亚和新西兰淡水和海水质量指南》明确指出，因缺乏充分的基础数据支撑，对总溶解性固体含量为 33000 mg/L ~ 37000 mg/L 的

养殖用途咸水暂不设置化学需氧量限值。咸水的其他用途触发值中，仅规定了叶绿素 a 等 8 项水质指标。美国大盐湖和澳大利亚咸水监测项目见表 3-2。

表 3-2　美国大盐湖和澳大利亚咸水水体监测项目

序号	美国大盐湖	澳洲咸水水体
1	水温	—
2	溶解氧	溶解氧
3	pH	pH
4	氧化还原点位	—
5	透明度	—
6	电导率	—
7	总溶解性固体	—
8	总氮	总氮
9	硝酸盐	硝酸盐和亚硝酸盐
10	氨氮	氨氮
11	总磷	总磷
12	总溶解性正磷酸盐	可滤过性磷
13	叶绿素 *a*	叶绿素 *a*

经过调研，国际上还没有制定咸水湖的水质标准，咸水湖的水质管理考虑以下 3 各方面的因素。

1）物理和化学项目:

a）盐度：总溶解性固体、电导率、冰点降

b）化学组成：主要阳离子和阴离子（着重营养盐）

c）pH 和碱度

d）溶解氧

e）湖泊形态（面积）

f）水位

g）入湖河流分流

h）透光层

i）热力学特征

2）生物学项目:

a）生物圈组成

（i）细菌;（ii）真菌;（iii）蓝绿藻;（iv）浮游植物（刚毛藻和叶绿素 a）;

（v）浮游动物;（vi）无脊椎动物;（vii）鱼类;（viii）鸟类。

b）生物多样性程度，与盐度负相关

c）耐盐的适应性生物

d）咸水湖的生态系统

3）价值:

a）经济价值

（i）矿产;（ii）水源;（iii）能源;（iv）藻类生产;

（v）微生物生产;（vi）盐生植物生产;（vii）动物生产。

b）非经济价值

（i）生态保护;（ii）娱乐、观赏和文化;（iii）科学教育;（iv）治疗。

咸水湖是流域的尾水,而不是源头水,不符合GB 3838 中

I 类水的定义。大多数咸水湖不具备 GB 3838 规定的饮用水水源地、农业灌溉用水和工业（除盐业外）用水等 II 类～IV 类水的功能。因此，对咸水湖的水质评价应在 GB 3838 的基础上，结合实际情况开展相关评价。

（三）标准制定的技术路线

2020～2021 年，青海省生态环境监测中心联合中国环境科学研究院，结合青海湖水体环境监测工作，通过点位布设、数据分析、污染调查精准识别问题，对青海湖水环境质量开展了多期、全要素监测，结合青海湖的实际特点，确定了水生态质量评价指标，以及监测因子的参考值。通过研究，因地制宜的构建了青海湖水体评价指标备选监测指标库，经过监测指标优选，结合水环境、水资源、水生态、水生境等结果，建立了青海湖水生态质量评价指标体系，并对青海湖 2020 年、2021 年、2022 年水生态进行了评价。

2021 年 11 月，我中心邀请了国内水环境领域知名专家对监测评价指标体系进行了评审，专家组一致认为该评价指标体系内容全面、技术路线正确，可作为青海湖水体监测及评价的依据。2022 年 7 月，通过了青海省生态环境厅组织的专家立项审查。

青海湖水体环境评价指标体系建立的技术路线见图 3-1。

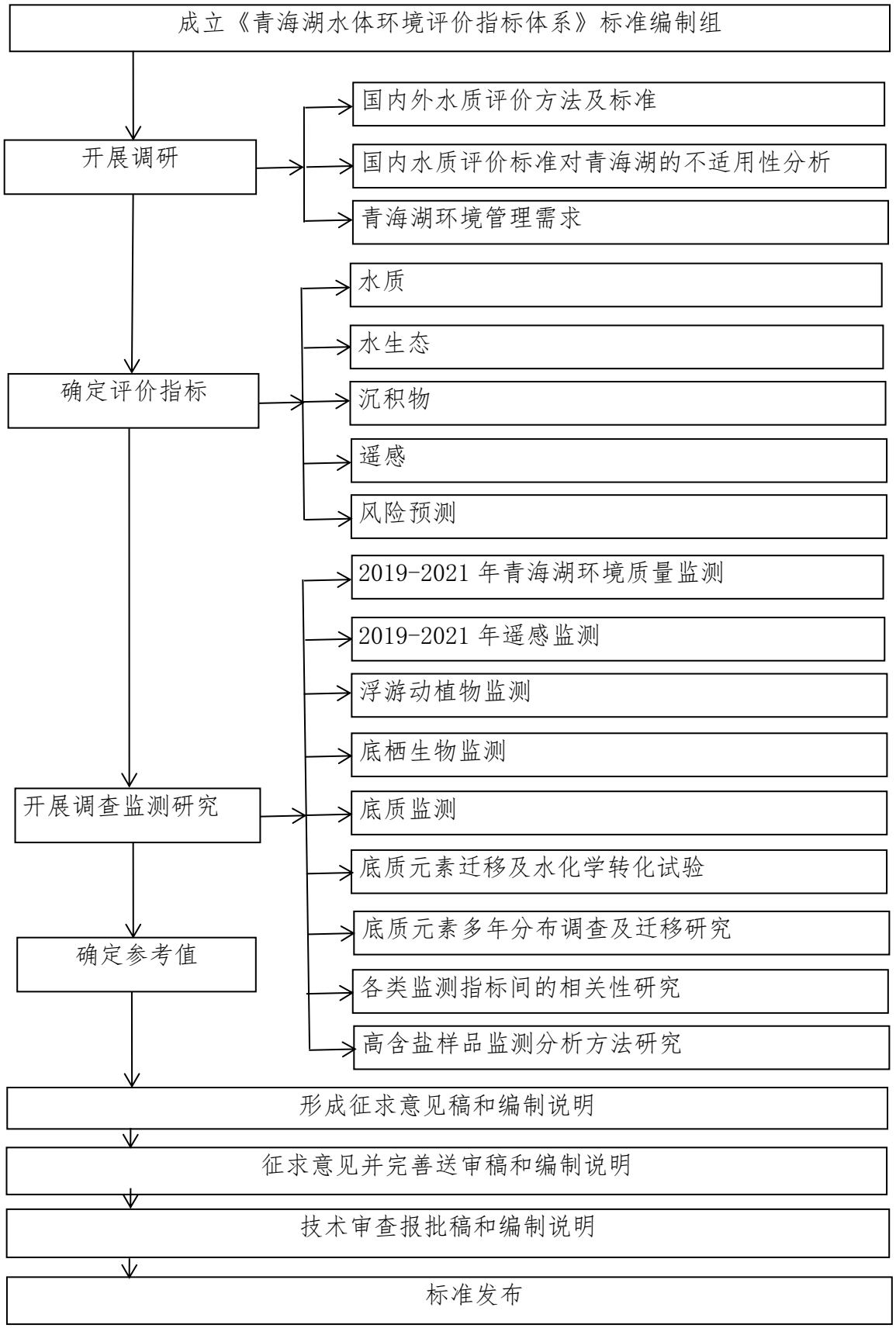
成立《青海湖水体环境评价指标体系》标准编制组
开展调研
国内外水质评价方法及标准
国内水质评价标准对青海湖的不适用性分析
青海湖环境管理需求
确定评价指标
水质
水生态
沉积物
遥感
风险预测
开展调查监测研究
2019-2021 年青海湖环境质量监测
2019-2021 年遥感监测
浮游动植物监测
底栖生物监测
底质监测
底质元素迁移及水化学转化试验
底质元素多年分布调查及迁移研究
各类监测指标间的相关性研究
高含盐样品监测分析方法研究
确定参考值
形成征求意见稿和编制说明
征求意见并完善送审稿和编制说明
技术审查报批稿和编制说明
标准发布

图 3-1　技术路线图

四、制定标准的原则和依据，与现行法律、法规、标准的关系

（一）标准制订的基本原则和依据

在我国现有的水生态环境监测体系下，基于《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）和《地表水环境质量评价办法（试行）》（环办〔2011〕22 号）等文件，判定水生态环境监测指标，结合青海湖历史监测数据，完善青海湖水生态环境监测指标体系，形成《青海湖水生态环境监测项目指标体系（试行）》。

在满足科学性、客观性和准确性的基础上，建立具有普适性、可操作性和可比性的监测和评价技术方法，从而真实地反映青海湖水体环境质量状况和变化趋势，为青海湖水体环境质量管理和青海湖水体污染防控提供技术支撑和保障。

（二）标准与现行法律、法规和标准的关系

本标准方法的制定符合《中华人民共和国标准化法》、《地方标准管理办法》的规定和要求;

本标准的编写符合《标准化工作导则　第 1 部分：标准的结构和编写》（GB/T 1.1—2009）的要求;

本标准的制订符合《标准编写规则》（GB/T 2000.4—2001）的要求;

本标准法定计量单位的书写符合《国际单位制及其应用》

（GB 3100—93）的规定。

五、主要条款的说明

（一）术语和定义

可溶性有机物（Dissolved organic matter, DOM），又称水溶性有机物，泛指能够溶解于水、酸或碱溶液中的异质碳氢化合物，由含氧、氮和硫的氨基酸、芳香族、脂肪族等功能团组成，是一类具有复杂组成、结构和环境行为的有机混合物。其操作上定义为可通过 0.45 μm 孔径滤膜的有机物。

（二）监测项目的选取

1.监测项目选取原则

青海湖水体监测项目的选择是准确反映青海湖水体生态环境系统健康状况和进行水体评估的基础。监测项目的选取应遵循以下原则:

系统性。把青海湖水环境系统看作是水环境－水生态－沉积物复合系统的有机组成部分，从整体上选取监测项目对水体状况进行综合评估。监测项目要求全面、系统地反映青海湖水体的各个方面，监测项目间应相互补充，充分体现青海湖水生态环境的一体性和协调性。

目的性。青海湖水体监测指标体系的目的是为了明确青海湖水体水环境、水生态、沉积物的综合情况，确定生态系

统破坏的阈值，并在文化、道德、政策、法律、法规的约束下，实施有效的水体系统管理，从而促进青海湖水环境健康的提高。

代表性。青海湖水体监测项目应能充分代表青海湖水质、沉积物、水生态环境本身固有的自然属性、青海湖水体系统特征，并能反映其生态环境的变化趋势及其对干扰和破坏的敏感性。

科学性。青海湖水体监测项目应能反映青海湖水环境、水生态环境、沉积物的本质特征及其发生发展规律，监测项目的物理及生物意义必须明确，测算方法标准，统计方法规范。

可表征性和可度量性。以一种便于理解和应用的方式表示，其优劣程度应具有明显的可度量性，并可用于单元间的比较评估。选取监测项目时，多采用相对性监测项目，如强度或百分率等。监测项目可直接赋值量化，也可间接赋值量化。

因地制宜。青海湖其周边的生态特点、水化学特点和水质有其自身特点，因此监测项目的选择应该因地制宜、区别对待。

2.备选监测指标库构建

参照和借鉴以往研究基础，构建青海湖水体监测指标体系，明晰不同层次指标的涵义。指标体系分为水环境、水资

源、水生态、水生境4类指标。指标层中部分初选指标检测项目依据青海湖典型特征予以设计，指标层在实际应用过程中允许根据具体情况完善和调整，如表5-1所示。

表5-1　青海湖水体备选监测指标体系

监测项目类别	监测项目
水环境指标系统	水质：水温、pH值、溶解氧、高锰酸盐指数、化学需氧量、五日生化需氧量、氨氮、总磷、总氮、铜、锌、氟化物、硒、砷、汞、镉、铬（六价）、铅、总氰化物、挥发酚、石油类、阴离子表面活性剂、粪大肠菌群、硫化物、矿化度、全盐量、氯化物、溶解性总固体、氧化还原电位、叶绿素a、总悬浮物、有机悬浮物、无机悬浮物、透明度、电导率、硝酸盐、亚硝酸盐、硫酸盐、DOC三维荧光、钙、镁、钾、钠、微塑料、抗生素、硝酸盐（氮）、亚硝酸盐（氮）、三氯甲烷、四氯化碳、三溴甲烷、二氯甲烷、1,2-二氯乙烷、环氧氯丙烷、氯乙烯、1,1-二氯乙烯、1,2-二氯乙烯、反式-1,2-二氯乙烯、顺式-1,2-二氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯、氯丁二烯、六氯丁二烯、苯乙烯、甲醛、乙醛、丙烯醛、三氯乙醛、苯、甲苯乙苯、对二甲苯、二甲苯、邻二甲苯、异丙苯、氯苯、1,2-二氯苯、1,4-二氯苯、1,2,3-三氯苯、1,2,4-三氯苯、三氯苯、1,3,5-三氯苯、1,2,3,4-四氯苯、1,2,4,5-四氯苯、1,2,3,5-四氯苯、四氯苯、六氯苯、硝基苯、对-二硝基苯、邻-二硝基苯、间-二硝基苯、二硝基苯、2,4,6-三硝基甲苯、对-硝基氯苯、邻-硝基氯苯、间-硝基氯苯、硝基氯苯、2,4-二硝基氯苯、2,4-二氯苯酚、2,4,6-三氯苯酚、五氯酚、苯胺、联苯胺、丙烯酰胺、丙烯腈、邻苯二甲酸二丁酯、邻苯二甲酸二（2-乙基己基）酯、肼（水合肼）、四乙基铅、吡啶、松节油、苦味酸、丁基黄原酸、滴滴涕、滴滴涕p,p-DDD、滴滴涕p,p-DDE、滴滴涕p,p-DDT、滴滴涕o,p-DDT、林丹、环氧七氯、对硫磷、甲基对硫磷、马拉硫磷、乐果、敌敌畏、敌百虫、内吸磷、百菌清、甲萘威、溴氰菊酯、阿特拉津、苯并[*a*]

监测项目类别	监测项目
	芘、烷基汞（甲基汞）、Arochlor1016、Arochlor 1232、Arochlor 1221、Arochlor1248、Arochlor1242、Arochlor1260、Arochlor1254、多氯联苯、微囊藻毒素-LR、黄磷、钼、钴、铍、硼、锑、镍、钡。 沉积物：pH、氧化还原电位、底泥深度、含水率、容重、粒径、总氮、总磷、有机质总量、铁、铝、锰、铬、镍、铜、锌、镉、砷、汞、铅、溶解性总氮、溶解性氨氮、溶解性硝氮、溶解性总磷、溶解性无机磷、可溶性有机物
水资源指标系统	湖面面积、地下水水位
水生生物指标系统	刚毛藻面积、浮游植物种类、浮游植物数量、浮游植物生物量、叶绿素 a、裸鲤蕴藏量、浮游动物种类、浮游动物数量、浮游动物生物量、底栖动物种类、底栖动物数量、底栖动物生物量、
水生境指标系统	自然岸线率、流域植被覆盖度、保护区人类活动占比、保护区湿地面积

3.监测项目的优选分析

监测项目的筛选主要按照指标指示性、数据可得性、指标可比性、指标独立性的原则，同时兼顾优先关注问题对指标优选的要求来考虑。

（1）指标指示性分析

指标的指示性要求该指标本身对评估目标层、方案层、因素层能够给予准确表征和指示，对目标方案的核心改善需

求给予有效地反映，并能够有效体现和结合青海湖的实际特征与问题。

指标的指示性是选择并纳入指标体系的基本要求。以生态健康、生态服务功能和调控管理要素的问题分析为依据，结合专家咨询判断，对备选指标的指示性进行评分和比选。

（2）数据可得性、可比性、数据方法、优先关注性分析

①数据可得性

数据可得性要求该指标的数据信息能够获得，指标值可以确定。数据通过现场调查、资料收集等方式获得。

②指标可比性分析

指标可比性要求该指标有明确的内涵和可度量性，具有空间区域上的可比性和时间上的可比性。

③优先关注问题对指标的优选

优先关注问题的优选指标需要尽可能纳入指标体系，但指标体系可以涵盖和多于优先关注问题优选指标。

（3）指标独立性分析

根据备选指标第二次比选结果，得到新一轮筛选的备选指标，将其作为指标独立性分析的基础指标库。指标独立性要求各评价指标应相互独立、相关性小。独立性分析目前较多采用数理统计学上的相关性分析法。即基于各指标所获取的大量数据，来进行相关系数计算，识别相关性。

考虑到上述梳理统计方法仅反映数字本身的相关性，并

非反映数据因果关系原理的相关性。而本轮筛选的备选指标已然较为精简，大量指标数据的计算获取较为复杂且难以较好匹配，据此，可主要采取采用指标内涵所反映的因果关系进行独立性分析。

4.监测指标体系构建

根据备选监测指标库监测项目，通过监测项目优选，结合水环境、水资源、水生态、水生境四个方面，通过统计 2011 年～2023 年的数据，不受盐度影响的监测项目参考《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）Ⅲ类水标准限值；受盐度影响较大的项目需要根据历史监测数据单独设置参考值，如 pH 值、化学需氧量等；受当地地理位置和气候影响，历史本底背景值较高的监测项目，根据历史监测数据统计结果设置参考值，如镉，铅等；受当地（牧区）人为活动影响较大的监测项目，根据历史监测数据统计结果设置参考值，如总氮，粪大肠菌群数等。阿特拉津、甲萘威等项目参考值的确定依据为《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）中补充项目和特定项目的标准值确定，制定依据见附件 1。对于全盐量、电导率等项目该标准中不定值，只监测，进行趋势分析。对于微塑料、喹诺酮类和磺胺类等新污染物参考值因数据太少暂未确定，待数据累计后确定。

（1）青海湖水质监测项目和参考值

青海湖水质监测项目和参考值见表 5-2～表 5-6。

表 5-2　青海湖水质常规监测项目和参考值

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	水温	人为造成的周平均水温变化应限制在： 周平均最大温升≤1 ℃ 周平均最大温降≤2 ℃
2	pH 值	6～10（无量纲）
3	溶解氧（DO）	≥5
4	高锰酸盐指数（I_{Mn}）	≤6
5	化学需氧量（COD）	—
6	五日生化需氧量（BOD_5）	≤4
7	氨氮（NH_3-N）	≤1.0
8	硝酸盐（以 N 计）	—
9	亚硝酸盐（以 N 计）	—
10	总氮（以 N 计）	≤1.5
11	总磷（以 P 计）	≤0.05
12	铜（Cu）	≤1.0
13	锌（Zn）	≤1.0
14	氟化物（以 F^-计）	≤1.0
15	硒（Se）	≤0.01
16	砷（As）	≤0.05
17	汞（Hg）	≤0.0001
18	镉（Cd）	≤0.005
19	六价铬（Cr^{6+}）	≤0.05
20	铅（Pb）	≤0.05
21	氰化物（CN^-）	≤0.2
22	挥发酚	≤0.005
23	石油类	≤0.05
24	阴离子表面活性剂	≤0.2
25	硫化物（S^{2-}）	≤0.2
26	粪大肠菌群	≤10000 MPN/L
27	叶绿素 a	≤0.002
28	透明度	≥55 cm

序号	监测项目	参考值（mg/L）
29	电导率	—uS/cm
30	硫酸盐（以 SO_4^{2-}计）	—
31	氯化物（以 Cl^-计）	—
32	氧化还原电位（ORD）	—mV
33	总悬浮固体（TSS）	—
34	溶解性总固体（TDS）	—
35	矿化度	—
36	全盐量	—

表 5-3　青海湖水质挥发性有机物监测项目和参考值

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	三氯甲烷	≤0.06
2	四氯化碳	≤0.002
3	三溴甲烷	≤0.1
4	1,2-二氯乙烷	≤0.03
5	环氧氯丙烷	≤0.02
6	氯乙烯	≤0.005
7	1,1-二氯乙烯	≤0.03
8	1,2-二氯乙烯	≤0.05
9	三氯乙烯	≤0.07
10	四氯乙烯	≤0.04
11	氯丁二烯	≤0.002
12	六氯丁二烯	≤0.0006
13	苯乙烯	≤0.02

序号	监测项目	参考值（mg/L）
14	苯	≤0.01
15	甲苯	≤0.7
16	乙苯	≤0.3
17	二甲苯	≤0.5
18	异丙苯	≤0.25
19	氯苯	≤0.3
20	1,4-二氯苯	≤0.3
21	二氯甲烷	≤0.02
注：二甲苯指对-二甲苯、间-二甲苯、邻-二甲苯。		

表 5-4　青海湖水质半挥发性有机物监测项目和参考值

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	甲醛	≤0.9
2	乙醛	≤0.05
3	丙烯醛	≤0.1
4	丙烯腈	≤0.1
5	甲基汞	$\leqslant 1.0\times10^{-6}$
6	三氯乙醛	≤0.01
7	1,2-二氯苯	≤1.0
8	三氯苯	≤0.02
9	四氯苯	≤0.02

序号	监测项目	参考值（mg/L）
10	六氯苯	≤0.05
11	微囊藻毒素-LR	≤0.001
12	苯并[*a*]芘	≤2.8×10^{-6}
13	硝基苯	≤0.017
14	硝基氯苯	≤0.05
15	二硝基苯	≤0.5
16	2,4-二硝基甲苯	≤0.0003
17	2,4-二硝基氯苯	≤0.5
18	2,4,6-三硝基甲苯	≤0.5
19	滴滴涕（总量）	≤0.001
20	林丹	≤0.002
21	环氧七氯	≤0.0002
22	阿特拉津	≤0.003
23	2,4,6-三氯苯酚	≤0.2
24	2,4-二氯苯酚	≤0.093
25	邻苯二甲酸二丁酯	≤0.003
26	邻苯二甲酸二（2-乙基己基）酯	≤0.008
27	五氯酚	≤0.009
28	苯胺	≤0.1

序号	监测项目	参考值（mg/L）
29	联苯胺	≤0.0002
30	丙烯酰胺	≤0.0005
31	水合肼	≤0.01
32	四乙基铅	≤0.0001
33	吡啶	≤0.2
34	松节油	≤0.2
35	苦味酸	≤0.5
36	丁基黄原酸	≤0.005
37	多氯联苯（总量）	$\leqslant 2.0\times10^{-5}$
38	敌敌畏	≤0.05
39	敌百虫	≤0.05
40	乐果	≤0.08
41	甲基对硫磷	≤0.002
42	马拉硫磷	≤0.05
43	内吸磷	≤0.03
44	对硫磷	≤0.003
45	百菌清	≤0.01
46	溴氰菊酯	≤0.02
47	甲萘威	≤0.05

注 1：三氯苯指 1,2,3-三氯苯、1,2,4-三氯苯、1,3,5-三氯苯；

注 2：四氯苯指 1,2,3,4-四氯苯、1,2,3,5-四氯苯、1,2,4,5-四氯苯；

序号	监测项目	参考值（mg/L）
注 3：硝基氯苯指对-硝基氯苯、间-硝基氯苯、邻-硝基氯苯； 注 4：二硝基苯指对-二硝基苯、间-二硝基苯、邻-二硝基苯； 注 5：滴滴涕总量为 *p*,*p*'-滴滴伊、*p*,*p*'-滴滴滴、*o*,*p*'-滴滴涕、*p*,*p*'-滴滴涕四种衍生物的含量总和； 注 6：多氯联苯指 PCB-1016、PCB-1221、PCB-1232、PCB-1242、PCB-1248、PCB-1254、PCB-1260 的含量之和。		

表 5-5　青海湖水质金属和非金属元素单质或离子监测项目

序号	监测项目	参考值（mg/L）
1	铁（Fe）	≤0.3
2	锰（Mn）	≤0.1
3	黄磷（P_4）	≤0.003
4	钼（Mo）	≤0.07
5	钴（Co）	≤1.0
6	铍（Be）	≤0.002
7	硼（B）	≤0.5
8	锑（Sb）	≤0.005
9	镍（Ni）	≤0.02
10	钡（Ba）	≤0.7
11	钒（V）	≤0.05
12	钛（Ti）	≤0.1
13	铊（Tl）	≤0.0001
14	活性氯	≤0.01

表 5-6　青海湖水质新污染物和其他监测项目

序号	监测项目
1	微塑料
2	磺胺类抗生素
3	喹诺酮类抗生素
4	可溶性有机物

（2）青海湖沉积物监测项目

青海湖沉积物监测项目见表 5-7。

表 5-7　青海湖沉积物监测项目

序号	监测项目
1	pH值
2	含水率
3	粒径
4	总氮（TN）
5	总磷（TP）
6	有机质（OM）
7	铁（Fe）
8	锰（Mn）
9	铬（Cr）
10	镍（Ni）
11	铜（Cu）
12	锌（Zn）
13	镉（Cd）

序号	监测项目
14	砷（As）
15	汞（Hg）
16	铅（Pb）
17	硫化物（S^{2-}）

（3）青海湖水资源监测项目

青海湖水资源监测项目见表 5-8。

表 5-8　青海湖水资源监测项目

序号	监测项目
1	湖面面积
2	湖面水位
3	地下水水位
注 1：水资源监测项目主要受气候变化影响，不设置参考值。 注 2：湖面面积和水位宜采用水利部门公布的数据，也可根据遥感影像反演计算；地下水水位项目宜采用《青海省地下水公报》数据。	

（4）青海湖水生态监测项目

青海湖水生态监测项目见表 5-9。

表 6-9　青海湖水生态监测项目和参考值

分类	序号	监测项目	参考值
水生物	1	青海刚毛藻面积	—
	2	浮游植物多样性指数（香农-维纳多样性指数）	—

分类	序号	监测项目	参考值
	3	叶绿素*a*	≤0.002
	4	裸鲤蕴藏量	≥70800 t
水生境	1	自然岸线率	≥98.57%
	2	流域植被覆盖度	≥51.47%
	3	保护区人类活动占比	≤0.62%
	4	保护区湿地面积	≥4740.78 km^2

注 1：刚毛藻面积和水生境项目可根据遥感影像反演计算；裸鲤蕴藏量采用统计数据。

注 2：青海刚毛藻面积、浮游植物多样性指数和裸鲤蕴藏量仅跟踪监测，暂不设置参考值；

注 3：叶绿素 *a*、自然岸线率、流域植被覆盖度、保护区人类活动占比、保护区湿地面积指标选取 2020 年作为确定青海湖水生态环境监测项目参考值的基准年。

（三）青海湖水体环境监测项目参考分析方法的确定

1.青海湖水质监测项目参考方法

水质监测项目的分析方法优先选用表 5-10 ~ 表 5-13 中规定的方法。其他等效分析方法应参照 HJ 168 做方法比对，测定结果无显著性差异方可使用。

表 5-10　青海湖水质常规监测项目参考分析方法

监测项目	分析方法	标准编号
水温	水质　水温的测定　温度计或颠倒温度计测定法	GB 13195
pH	水质　pH 值的测定　电极法	HJ 1147
溶解氧	水质　溶解氧的测定　电化学探头法	HJ 506
	水质　溶解氧的测定　碘量法	GB 7489
高锰酸盐指数	水质　高锰酸盐指数的测定	GB 11892
化学需氧量	高氯水质　化学需氧量的测定　氯气吸收法	DB 63/T 2016
五日生化需氧量	水质　五日生化需氧量（BOD_5）的测定稀释与接种法	HJ 505
氨氮	水质　氨氮的测定　纳氏试剂分光光度法	HJ 535
	水质　氨氮的测定　水杨酸分光光度法	HJ 536
硝酸盐	水质　硝酸盐氮的测定　气相分子吸收光谱法	HJ/T 198
亚硝酸盐	水质 亚硝酸盐氮的测定 气相分子吸收光谱法	HJ/T 197
总磷	水质　总磷的测定　钼酸铵分光光度法	GB 11893
总氮	水质　总氮的测定　碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法	HJ 636
铜	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
锌	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
氟化物（以 F-计）	水质　无机阴离子（F^-、Cl^-、NO^{2-}、Br^-、NO_3^-、PO_4^{3-}、SO_3^{2-}、SO_4^{2-}）的测定　离子色谱法	HJ 84
硒	土壤和沉积物　12 种金属元素的测定 王水提取-电感耦合等离子体质谱法	HJ 803
砷	水质　汞、砷、硒、铋和锑的测定　原子荧光法	HJ 694

监测项目	分析方法	标准编号
汞	水质　汞、砷、硒、铋和锑的测定　原子荧光法	HJ 694
镉	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
铬（六价）	水质　六价铬的测定　二苯碳酰二肼分光光度法	GB 7467
铅	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
氰化物	水质　氰化物的测定　容量法和分光光度法（方法 2 异烟酸-吡唑啉酮分光光度法）	HJ 484
挥发酚	水质　挥发酚的测定　4-氨基安替比林分光光度法（方法 1 萃取分光光度法）	HJ 503
石油类	水质　石油类的测定　紫外分光光度法（试行）	HJ 970
阴离子表面活性剂	水质　阴离子表面活性剂的测定　亚甲蓝分光光度法	GB 7494
硫化物	水质　硫化物的测定　亚甲基蓝分光光度法	HJ 1226
粪大肠菌群	水质　总大肠菌群、粪大肠菌群和大肠埃希氏菌的测定　酶底物法	HJ 1001
	水质　粪大肠菌群的测定　多管发酵法	HJ 347.2
叶绿素 *a*	水质　叶绿素 *a* 的测定　分光光度法	HJ 897
透明度	透明度　塞氏盘法	*
电导率	电导率　便携式电导率仪法	*
硫酸盐	水质　无机阴离子（F^-、Cl^-、NO^{2-}、Br^-、NO_3^-、PO_4^{3-}、SO_3^{2-}、SO_4^{2-}）的测定　离子色谱法	HJ 84
	水质　硫酸盐的测定　铬酸钡分光光度法（试行）	HJ/T 342
氯化物	水质　无机阴离子（F^-、Cl^-、NO^{2-}、Br^-、NO_3^-、PO_4^{3-}、SO_3^{2-}、SO_4^{2-}）的测定　离	HJ 84

监测项目	分析方法	标准编号
	子色谱法	
	水质　氯化物的测定　硝酸银滴定法	GB 11896
氧化还原电位	氧化还原电位　电极法	*
总悬浮固体	水质　悬浮物的测定　重量法	GB 11901
矿化度	矿化度　重量法	*
全盐量	水质　全盐量的测定　重量法	HJ/T 51
黄磷	水质　黄磷的测定　气相色谱法	HJ 701
铁（Fe）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
锰（Mn）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
钼（Mo）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
钴（Co）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
铍（Be）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
硼（B）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
锑（Sb）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
镍（Ni）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
钡（Ba）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
钒（V）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
钛（Ti）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700
铊（Tl）	水质　65 种元素的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 700

监测项目	分析方法	标准编号
活性氯	N,N-二乙基对苯二胺（DPD）分光光度法 3,3’,5,5’-四甲基联苯胺比色法	GB 5750.4
*：《水和废水监测分析方法》（第四版）国家环境保护总局（2002 年）的方法。		

表 5-11　青海湖水质挥发性有机物监测项目参考分析方法

监测项目	分析方法	标准编号
三氯甲烷	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
四氯化碳	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
三溴甲烷	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
1,2-二氯乙烷	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
环氧氯丙烷	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
氯乙烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
1,1-二氯乙烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
1,2-二氯乙烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
三氯乙烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
四氯乙烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
氯丁二烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
六氯丁二烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/	HJ 639

监测项目	分析方法	标准编号
	气相色谱-质谱法	
苯乙烯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
苯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
甲苯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
乙苯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
二甲苯（总量）	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
异丙苯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
氯苯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
1,4-二氯苯	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639
二氯甲烷	水质　挥发性有机物的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 639

表 5-12　青海湖水质半挥发性有机物监测项目参考分析方法

监测项目	分析方法	标准编号
甲醛	水质　甲醛的测定　乙酰丙酮分光光度法	HJ 601
乙醛	水质　乙醛、丙烯醛、丙烯腈的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	DB63/T 2118
丙烯醛	水质　乙醛、丙烯醛、丙烯腈的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	DB63/T 2118
丙烯腈	水质　乙醛、丙烯醛、丙烯腈的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	DB63/T 2118
甲基汞	水质 烷基汞的测定 吹扫捕集/气相色谱-	HJ 977

监测项目	分析方法	标准编号
	冷原子荧光光谱法	
三氯乙醛	生活饮用水标准检验方法　第 10 部分：消毒副产物指标（气相色谱-质谱法）	GB/T 5750.10
1,2-二氯苯	水质　氯苯类化合物的测定　气相色谱法	HJ 621
三氯苯	水质　氯苯类化合物的测定　气相色谱法	HJ 621
四氯苯	水质　氯苯类化合物的测定　气相色谱法	HJ 621
六氯苯	水质　氯苯类化合物的测定　气相色谱法	HJ 621
微囊藻毒素-LR	水中微囊藻毒素的测定	GB/T 20466
苯并[*a*]芘	水质　多环芳烃的测定　液液萃取和固相萃取/高效液相色谱法	HJ 478
硝基苯	水质　硝基苯类化合物的测定　液液萃取/固相萃取-气相色谱法	HJ 648
硝基氯苯	水质　硝基苯类化合物的测定　液液萃取/固相萃取-气相色谱法	HJ 648
二硝基苯	水质　硝基苯类化合物的测定　液液萃取/固相萃取-气相色谱法	HJ 648
2,4-二硝基甲苯	水质　硝基苯类化合物的测定　液液萃取/固相萃取-气相色谱法	HJ 648
2,4-二硝基氯苯	水质　硝基苯类化合物的测定　液液萃取/固相萃取-气相色谱法	HJ 648
2,4,6-三硝基甲苯	水质　硝基苯类化合物的测定　液液萃取/固相萃取-气相色谱法	HJ 648
滴滴涕（总量）	水质　有机氯农药和氯苯类化合物的测定　气相色谱-质谱法	HJ 699
林丹	水质　有机氯农药和氯苯类化合物的测定　气相色谱-质谱法	HJ 699
环氧七氯	水质　有机氯农药和氯苯类化合物的测定　气相色谱-质谱法	HJ 699
阿特拉津	水质　阿特拉津的测定　高效液相色谱法	HJ 587
2,4,6-三氯苯	水质　酚类化合物的测定　液液萃取/气	HJ 676

监测项目	分析方法	标准编号
酚	相色谱法	
2,4-二氯苯酚	水质　酚类化合物的测定　液液萃取/气相色谱法	HJ 676
邻苯二甲酸二丁酯	水质　6 种邻苯二甲酸酯类化合物的测定　液相色谱-三重四极杆质谱法	HJ 1242
邻苯二甲酸二（2-乙基己基）酯	水质　6 种邻苯二甲酸酯类化合物的测定　液相色谱-三重四极杆质谱法	HJ 1242
五氯酚	水质　五氯酚的测定　气相色谱法	HJ 591
苯胺	水质　苯胺类化合物的测定　气相色谱-质谱法	HJ 822
联苯胺	水质　联苯胺的测定　高效液相色谱法	HJ 1017
丙烯酰胺	水质　丙烯酰胺的测定　气相色谱法	HJ 697
水合肼	水质　肼和甲基肼的测定　对二甲氨基苯甲醛分光光度法	HJ 674
	生活饮用水标准检验方法　第 8 部分：有机物指标（对二甲氨基苯甲醛分光光度法）	GB/T 5750.8
四乙基铅	水质　四乙基铅的测定　顶空/气相色谱-质谱法	HJ 959
吡啶	水质　吡啶的测定　顶空/气相色谱法	HJ 1072
松节油	水质　松节油的测定　气相色谱法	HJ 696
	水质　松节油的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 866
苦味酸	水质　4 种硝基酚类化合物的测定　液相色谱-三重四极杆质谱法	HJ 1049
	生活饮用水标准检验方法　第 8 部分：有机物指标（液液萃取-气相色谱法）	GB/T 5750.8
丁基黄原酸	水质　丁基黄原酸的测定　吹扫捕集/气相色谱-质谱法	HJ 896
多氯联苯（总	液液萃取-气相色谱法	EPA

监测项目	分析方法	标准编号
量）		8082A
敌敌畏	水质　28 种有机磷农药的测定　气相色谱-质谱法	HJ 1189
敌百虫	水质　28 种有机磷农药的测定　气相色谱-质谱法	HJ 1189
乐果	水质　28 种有机磷农药的测定　气相色谱-质谱法	HJ 1189
甲基对硫磷	水质　28 种有机磷农药的测定　气相色谱-质谱法	HJ 1189
马拉硫磷	水质　28 种有机磷农药的测定　气相色谱-质谱法	HJ 1189
内吸磷	水质　28 种有机磷农药的测定　气相色谱-质谱法	HJ 1189
对硫磷	水质　28 种有机磷农药的测定　气相色谱-质谱法	HJ 1189
百菌清	水质　百菌清和溴氰菊酯的测定　气相色谱法	HJ 698
溴氰菊酯	水质　百菌清和溴氰菊酯的测定　气相色谱法	HJ 698
甲萘威	水质　氨基甲酸酯类农药的测定　超高效液相色谱-三重四极杆质谱法	HJ 827

表 5-13　青海湖水质新污染物和其他监测项目参考分析方法

监测项目	分析方法	标准编号
微塑料	海水中微塑料的测定　傅里叶变换显微红外光谱法	DB21/T 2751
磺胺类抗生素	液相色谱串联质谱法	—

喹诺酮类抗生素	液相色谱串联质谱法	—
可溶性有机物	三维荧光光谱法	—

2.青海湖沉积物监测项目参考方法

沉积物监测项目的分析方法优先选用表5-14中规定的方法。其他等效分析方法应参照HJ 168做方法比对，测定结果无显著性差异方可使用。

表5-14　青海湖沉积物监测项目参考分析方法

监测项目	分析方法	标准编号
pH	土壤　pH值的测定　电位法	HJ 962
含水率	土壤　干物质和水分的测定　重量法	HJ 613
粒度	土壤　粒度的测定吸液管法和比重计法	HJ 1068
总氮	土壤质量　全氮的测定　凯氏法	HJ 717
总磷	土壤　总磷的测定　碱熔-钼锑抗分光光度法	HJ 632
有机质量	土壤检测　第6部分：土壤有机质的测定	NY 1121.6
	有机质　重铬酸钾容量法	*
铁	森林土壤矿质全量素（铁、铝、钛、锰、钙、镁、磷）烧失量的测定	LY/T 1253
锰	土壤和沉积物　19种金属元素总量的测定电感耦合等离子体质谱法	HJ 1315
	森林土壤矿质全量素（铁、铝、钛、锰、钙、镁、磷）烧失量的测定	LY/T 1253
铬	土壤和沉积物　铜、锌、铅、镍、铬的测定　火焰原子吸收分光光度法	HJ 491
	土壤和沉积物　19种金属元素总量的测定电感耦合等离子体质谱法	HJ 1315
镍	土壤和沉积物　铜、锌、铅、镍、铬的测定　火焰原子吸收分光光度法	HJ 491
	土壤和沉积物　19种金属元素总量的测定	HJ 1315

监测项目	分析方法	标准编号
	电感耦合等离子体质谱法	
铜	土壤和沉积物　铜、锌、铅、镍、铬的测定　火焰原子吸收分光光度法	HJ 491
	土壤和沉积物　19 种金属元素总量的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 1315
锌	土壤和沉积物　铜、锌、铅、镍、铬的测定　火焰原子吸收分光光度法	HJ 491
	土壤和沉积物　19 种金属元素总量的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 1315
镉	土壤质量　铅、镉的测定　石墨炉原子吸收分光光度法	GB/T 17141
	土壤和沉积物　19 种金属元素总量的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 1315
砷	土壤和沉积物　汞、砷、硒、铋、锑的测定　微波消解/原子荧光法	HJ 680
	土壤和沉积物　19 种金属元素总量的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 1315
汞	土壤和沉积物　汞、砷、硒、铋、锑的测定　微波消解/原子荧光法	HJ 680
铅	土壤和沉积物　铜、锌、铅、镍、铬的测定　火焰原子吸收分光光度法	HJ 491
	土壤和沉积物　19 种金属元素总量的测定　电感耦合等离子体质谱法	HJ 1315
硫化物	土壤和沉积物　硫化物的测定　亚甲基蓝分光光度法	HJ 833
*：《土壤环境监测分析方法》中国环境出版集团（2019 年）		

3.青海湖水生态监测项目参考方法

沉积物监测项目的分析方法优先选用表 5-15 中规定的方法。其他等效分析方法应参照 HJ 168 做方法比对，测定结果无显著性差异方可使用。

表 5-15　青海湖水生生物监测项目参考分析方法

监测项目	分析方法	标准编号
浮游植物	水质　浮游植物的测定　滤膜-显微镜计数法	HJ 1215
	水质　浮游植物的测定　0.1 ml 计数框-显微镜计数法	HJ 1216
叶绿素 a	水质　叶绿素 a 的测定　分光光度法	HJ 897

（四）青海湖监测点位的确定

1.青海湖

青海湖，古称西海、鲜水、仙海、青海，蒙古语称库库诺尔，意为“青色的湖”。在青海省东部、海南和海北藏族自治州之间。西南岸为共和县，北为刚察，南为海晏县。呈不规则多边湖型。湖面海拔 3196 m，系断层陷落而成。湖周长约 360 km，湖面东西最大长度 106 km，南北最大宽度 63 km，面积 4635 km^2，平均水深 19 m，最大水深 32.8 m，水面海拔 3196 m，青海湖等深线见图 5-1。蓄水量 1050.0×10^8 m^3。为我国最大的内陆咸水湖。湖水主要来自北部疏勒南山的布哈河和东南部的托勒山柳河等河流。水产丰富，以裸鲤著称。冬季结冰。湖中有海心山、海西山、三块石、鸟岛、沙岛等。候鸟成群，水质清秀，风景迷人。湖岸草原辽阔，为我国优良牧场之一。据考证，青海湖自全新世以来就有湖水下降和湖面退缩现象。每年由河水、地下水带入湖内的盐分、泥沙等杂物约 120×10^4 t，约每 8 年下降 1 m，年均减少蓄水量约 4×10^8 m^3。

青海湖主要入湖河流包括布哈河、沙柳河、哈尔盖河、泉吉河、甘子河、黑马河和倒淌河等 7 条河流。刚察县内还有哈达谢曲贡玛，共和县内青海湖水源补给主要是布哈河、菜挤河、黑马河、倒淌河、江西沟、娄拉沟水等 70 余条河、沟、泉以及大气降水。青海湖流域水系图见图 5-2。青海湖水色湛蓝，微咸带苦，盐度为 12.5 g/L，矿化度在 12.5 ~ 13.2 g/L 之间。由于湖水补给源减少，蒸发量大，湖体正在逐年退缩，湖面降低速度每年约 6.2 cm。盛产裸鲤。春夏季节约有 10 万多只候鸟在鸟岛和孤插山（三块石）繁衍后代。

尕海在青海省偏东部，青海湖南侧、海晏县东北部。湖岸海拔 3220 m。呈枣圆形。面积约 70 km^2。西格铁路绕湖岸东行。耳海，位于青海湖东南角，是青海湖的子湖，面积 6.49 km^2，水源由倒淌河补给。矿化度与青海湖相同。

一郎剑海，是青海湖的子湖，面积 0.87 km^2，水源由江根沟等潜流或洪水补给，水质与耳海相同[1]。

[1] 共和县志

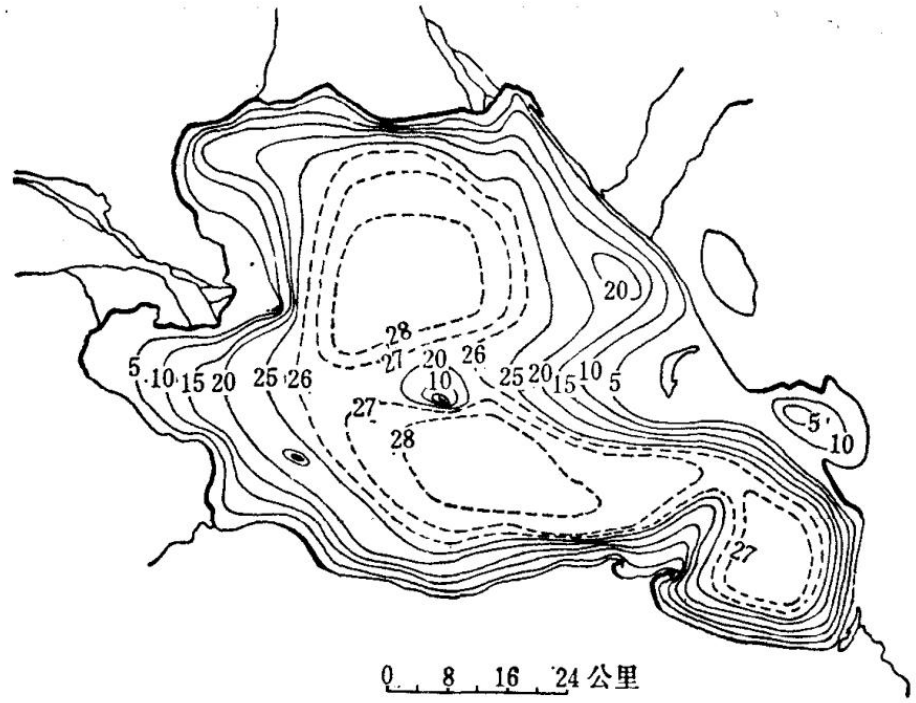

图 5-1　1962 年青海湖等深线

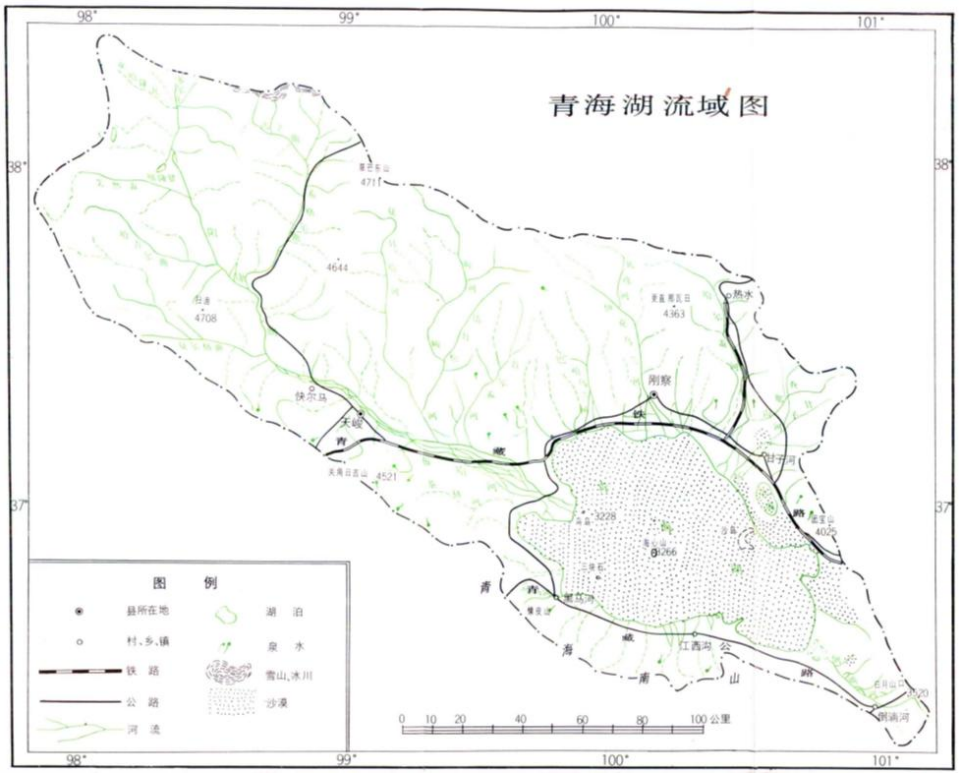

图 5-2　青海湖流域图

2.青海湖流域主要入湖河流

（1）布哈河

“布哈”系蒙古语，意为野牛，因往昔流域内常有野牛出没而得名。藏语名“务哈曲”，意即野公牛河。青海省青海湖水系内陆河流。发源于疏勒南山的岗格尔雪合力冰峰，从西北向东南流入青海湖。其上游段称“阳康曲”，源头海拔 4513 m，河口海拔 3195 m，落差 1318 m，属高原山溪性河流。布哈河是青海湖环湖水系的最大河流，流域面积 14384 km^2，全长 286 km，大部分在天峻县境内，长 218 km; 下游 68 km 处为刚察、天峻两县界河。河口附近地区的左右岸分属刚察、共和两县。

布哈河口水文站年最大径流量 16.6×10^8 m^3（1967 年），年最小径流量 1.39×10^8 m^3（1973 年），年均径流量 8.01×10^8 m^3。年均径流深 55.9 mm。多年平均含沙量 0.46 kg/m^3，年际最大断面含沙量 7.57 kg/m^3。自然落差 1284 m，水能理论蕴藏量 13.71×10^4 kW。可能开发装机容量 2.33×10^4 kW。流域地势东部高而西部低。海拔高程 3198 m ~ 4450 m。河道较顺直，呈树枝状河型。水系发育，水量丰富，河水清澈。水源以降雨补给为主，为青海湖之主要补水河流，入湖水量占青海湖总入湖水量的 62.2%。冬季结冰。河口附近有青藏铁路所经。天峻县阳康以下可季节性通航。

布哈河在天峻境内全长 218 km，流经阳康乡、快尔玛乡、

县城、天棚乡，在天棚乡铁卜加地区入共和县境，注青海湖。流域面积 13523.43 km^2，占全县面积的 52.59%。发源地海拔 4350 m，出境处海拔 3260 m，落差为 1090 m，平均比降 1/200。河床宽 0.5 km ~ 1 km，多分流。河滩上密布灌丛，以黑刺为主。下游有数级阶地，河底为卵砾石和泥砾。年平均流量每秒 23.46 m^3。年径流量 10.962×10^8 m^3，径流深 91 mm。汛期径流量为 8.529×10^8 m^3，占年径流量 77.8%，枯水期径流量为 0.384×10^8 m^3，占年径流量的 3.5%。泥砂含量 0.46 kg/m^3，年输砂量 36 万吨。冰期：据上环仓水文站多年测定，封冻期最早为 11 月 3 日，最晚为 12 月 5 日，一般在 11 月中旬。解冻期最早 4 月 9 日，最晚 4 月 26 日，一般在 4 月中旬。封冻天数最长 172 天，最短 136 天，平均为 152 天。

布哈河水系成树枝状，左右岸支流不对称，右岸支流相对短促，较大的有艾热盖曲、夏格尔曲，水流均较小；左岸河网稠密，支流繁多，水量也较丰，较大的支流有希格尔曲、峻河、吉尔孟河。布哈河发育在三级古夷平面上，这三级古夷平面从西北向东南倾斜，经上百万年的水流割切，地表破碎，山谷陡深，但从高处眺望，仍可清晰第看出其二、三两级古夷平面，形成方山或丹霞地貌。早在青海湖形成之前，布哈河原是黄河的一条支流，河道穿过今青海湖和倒淌河的河谷流入黄河。直到湖东一带隆起日月山、野牛山之后，河水无力切穿山脊，遂渚留形成青海湖并使布哈河成为一条内

流河。布哈河流域的植被覆盖率在 60% ~ 80%之间，在海拔 4200 m 以上的地区，分布有现代冰川河高寒荒漠植被；在海拔 4200 m ~ 4000 m 的高山上，以高寒草甸植被、高山沼泽植被为主；在海拔 4000 m ~ 3500 m 的地区，以山地草甸植被及山地灌丛草甸植被为主，河谷局部地区也有沼泽植被分布；在海拔 3500 m ~ 3200 m 的低山谷地及河谷阶地、滩地上、分布有草甸化草原河草原化草甸植被以及灌丛、沼泽植被。布哈河的河源段名亚合陇贡玛，上、中游称阳康河，自夏尔格曲汇入后称为下游，河谷不断展宽，最宽处近 10 km，河水分多股蜿蜒其间。河口处形成较长的渗漏河段，枯水期河水全部渗入地下，河道下游的河滩地带地下水资源丰富。从山麓到湖滨平原，地下水埋藏深度由大于 25 m 渐变为小于 5 m。由于河道渗漏，常常出现河口的年径流量小于上游各支流年径流量总和的反常现象。河口年平均流量 25.9 m^3/s，年径流量 8.18×10^8 m^3，干流水力资源理论蕴藏量 13.7×10^4 kW。每年 6 月 ~ 9 月为汛期，冰期最早为 11 月 3 日，最晚为 12 月 5 日，一般在 11 月中旬；解冻期最早 4 月 9 日，最晚 4 月 26 日，一般在 4 月中旬；封冻天数最长 172 天，最短 136 天，平均为 152 天。沿布哈河河谷西行，是古代“合河道”，又称“伊吾道”，即古羌胡通道中的鲜水酒泉道，是古丝绸之路的一支。

布哈河在共和县西北部，境内长 40 km，注入青海湖。最大河床宽 100 m 左右，年平均流量 18.1 m^3/s。每年 11 月底

结冰，次年 4 月解冻。

亚合隆耶尔曲，布哈河支流。在青海省天峻县西北部。源出措纳日阿马湖西北侧，东流折向南流，经多尔吉曲喀入干流。全长 47 km。流域地势平坦。海拔高程 4366 m ~ 4450 m。两岸有广阔草原，水草丰满，畜牧业发达。支流多发育于河道右岸，水源依降水及四周渗流补给，水量丰沛。冬季结冰。尖源头通往哈拉湖西南河流源头仅 3 km 左右。

艾热盖河，布哈河支流。又名艾日盖曲。在青海省天峻县北部。源出海西蒙古族藏族自治州德令哈分水岭，海拔 4692 m 西南麓。曲折东流折向西流，至扎什盖马视西南麓注入干流。全长约 70 km，流域面积 850 km^2。流域地势西北高，东南低，海拔高程 4301 m ~ 4692 m。地势平坦，两岸为广阔草原，水草茂盛，畜牧业发达。水源依降雨及冰雪融化补给，水量较丰。冬季结冰。哈吉尔河，布哈河支流。在青海省天峻县西北部。源出县北沼泽草地。东流折向南流称哈吉尔曲。在阳康镇以西汇入阳康曲。全长约 60 km。流域面积约 480 km^2。流域地势西北高，东南低，海拔高程 4283 m ~ 4507 m。河道宽浅，水流缓慢。支流左右岸伸展较均衡。呈树枝状分布。水源依降雨及渗流补给。水量不丰。冬季结冰。

布哈河的主要支流:

1）希格尔河

在青海省海西蒙古族藏族自治州南部边界。源出天峻县

东部西南麓木里大芒山，发源地海拔 4600 m，落差 870 m，由北向南，流经龙门、阳康 2 乡，全长 90 km，流域面积 2006 km^2。南流折向西南流，在阳康镇森木札附近注入干流。全长 88 公里，流域面积 2371 km^2。多年平均流量 7.45 m^3/s。自然落差 960 m。水能理论蕴藏量 2.64×10^4 kW。流域地势东南高，西部低，海拔高程 3856 m ~ 5174 m。两侧为广阔草原。河道出折，木里以上支流发育。水源依降水及冰雪融化补给。下游水面宽阔，最宽处 1 km 以上。年结冰期约 4 ~ 5 个月以上。

2）夏日格河

藏语“夏日格曲”，意为冻死野牛崽的河。布哈河支流。发源于海西蒙古族藏族自治州天峻县西北部德令哈镇之间分岭生格乡夏尔郭勒山南麓，由夏日格公尼河、大维日克河、小维日克河等 5 条支流汇合而成，由西北流向东南。在快尔玛乡的那尔宗汇入布哈河，全长 85 km，流域面积 1342.56 km^2。河床宽 9 m ~ 14 m，水深 0.2 m ~ 0.6 m，流速为 0.9 m/s ~ 1.3 m/s。多年平均流量 4.51 m^3/s。自然落差 942 m。水能理论蕴藏量 1.51×10^4 kW。流域地势西北高，东南低，海拔高程 3926 m ~ 4724 m。地势平缓，两侧广阔草原。河道宽浅，支流稀少。水源依降雨补给。水量不丰。下游建有渠道。冬季结冰。

3）夏日哈河

也称夏日哈曲，“夏日哈”系蒙语“淡黄色”的意思，即“淡黄色的河”。布哈河支流。发源于青海省天峻县东南部龙门乡

措芒海拔 4711 m 草芒东山西南麓沼泽地。由北向南流，经织和玛乡，在江河乡河鹿芒之间纳部地方汇入峻河，全长约 100 km。流域面积 1189 km^2。发源地海拔 4200 m，出境处海拔 3350 m，落差 850 m，比降 1/107，年均流量 9.67 m^3/s，年径流量为 3×10^8 m^3，径流深 100.1 mm。河道宽浅，河床宽约 50 m ~ 100 m，河底为卵石、砾砂。水能理论蕴藏量 1.68×10^4 kW。流域地势东南部高，西北部低，海拔高程 3361 m ~ 7411 m。织合玛以上支流发育。上游地势渐高，两侧有平缓低山，下游为广阔草原，水源依降雨补给为主，集水面积较窄，水量不丰。下游河段建有渠道。冬季结冰。在江河与鹿芒之间汇合峻河之后称郡子河。

4）峻河

夏日哈河支流。系藏语“寒水石”河，发源于青海省天峻县东南部舟群乡马日鲁山北麓南海拔 4616 m 莫湖卡附近沼泽地，由许尔龙、阿龙、阿文当等山沟内的泉水、沼泽及山上冰雪融化之水汇集而成，由北向南流经舟群、江河 2 乡，全长 129 km，流域面积 3163 km^2。全长 118 km，在江河与鹿芒之间与夏日哈河相汇后，称郡子河。在居尔玛滩注入布哈河，流域面积 1925 km^2。发源地海拔 4300 m，出境处 3315 m，落差 1063 m，比降 1/120。河床宽约 50 m ~ 150 m，水深 0.4 m ~ 0.8 m，流速 0.6 m/s ~ 1.1 m/s，多年平均流量 11.2 m^3/s。河底为卵石及砂砾。流域地势东南部高，西北部低，海拔高程 3361

m ~ 4616 m。河道弯曲，支流发育。全程流经广阔草地，水草丰满，畜牧业发达。水源依降雨补给为主，是青海湖汇水河流之一。冬季结冰。主要支流有结力松河等。

5）郡子河

夏日哈河下游河段。由峻河与夏日哈河流至天峻县江河镇与鹿芒之间汇合而成。夏日哈河为其干流。河段全长约 30 km，集水而积 3048 km^2（包括峻河、日哈河）。下唤仓水文站年最大径流量 5.85×10^8 m^3（1967 年），年最小径流量 1.21×10^8 m^3（1973 年），年均径流量 3.02×10^8 m^3。年均径流深 99.1 mm。多年平均含沙量 0.18 kg/m^3，年际最大断面含沙量 1.02 kg/m^3。

6）吉尔孟河

是布哈河下游的一条支流，蒙古语音译，意为“马肚带”，以河流在中、下游拐一大弯，形似马肚带而得名。发源于青海省海北藏族自治州刚察县东北部海拔 4256 米沼泽地，出卡西麓、扎尕口登东北 4 km 处，河源海拔高程 4308 m，流域面积约 1200 km^2，河长 112 km，平均比降 10‰，流域内的大部分地区为牧草覆盖。河源区有沼泽分布，上游集水面积大，河网稠密，降水充沛，年均值在 500 mm 左右，是河水的主要补给区。到下游后河道与布哈河基本平行，两河相距 2 km ~ 4 km，至海西山南侧汇入布哈河。年径流量为 0.48×10^8 m^3，因河道渗漏，0.48×10^8 m^3 水量明显偏小，根据河道下游的洪

水痕迹测得洪峰流量为 95.8 m^3/s。吉尔孟河位于刚察县境内，在中、下游河道大拐弯处有长约 15 km 的一段，为刚察、天峻两县的界河。流域地势东南部高，西北低，海拔高程 3280 m ~ 4256 m。河道较顺直，呈树枝状河型，中上游支流发育。地势平坦，两侧为宽阔绿洲、水草丰满，畜牧业发达。下游为天峻与刚察两县界河。西格铁路经此。吉尔孟河冬季结冰。

布哈河主要支流河流特征见表 5-16。

表 5-16　布哈河及主要支流河流特征一览表

	上游干流段	峻河	夏日哈河	吉尔孟河	下游干流段	布哈河小计
流域面积（km^2）	7840.00	1925.49	1122.51	125.00	2515.43	13528.43
长度（km）	139	118	91	22	79	218
发源地高程（m）	4350	4300	4200	3520	3535	4350
出境处高程（m）	3535	3315	3350	3260	3260	3260
落差（m）	815	985	850	260	275	1090
比降	1/171	1/120	1/107	1/85	1/287	1/200
年均流量（m^3/s）	21.26	—	9.67	—	—	—
年均径流量（亿 m^3）	6.704	—	3.050	0.038	1.170	10.962
年径流深（mm）	85.5	—	100.1	30.4	46.5	81.0

（2）巴哈乌兰河

又名乌哈阿兰河，也称泉吉河，蒙古语“巴哈”意为小，“乌

兰”意为红色，即小红河之意。又因流经泉吉滩，得泉吉河之名。位于刚察县境内，发源于海北藏族自治州刚察县西北部尔德公贡沼泽草原井泉中，源头海拔 4308 m。河道从北走向南，到泉吉镇附近分支入青海湖。河长 65 km，流域面积约 700 km^2，大小支沟 21 条，水系呈树枝状。河口海拔 3195 m，落差 1113 m，平均比降 17‰，河源地区的地势较平坦，分布有大面积的沼泽地，上、中游地段大部分地区植被良好。下游流经湖滨滩地，渗漏严重，河水分两股入青海湖。巴哈乌兰河上游流域面积较大，年降水量近 500 mm，是该河主要产流区。年平均流量 0.75 m^3/s，年径流量 0.55×10^8 m^3。每年 6 月 ~ 9 月为汛期，冰期约为 5 个月。流域地势北部高，西南部低，海拔高程 3200 m ~ 4356 m。河道较顺直、呈树枝状河型，支流发育，水量较丰盛。水源依降水及冰雪融化补给。冬季结冰。有渠道通往沙柳河。

（3）伊克乌兰河

又称沙柳河，蒙古语“伊克”意为大，“乌兰”意为红色，即大红河之意。刚察县县治就设在河道出口处的山地平坡间。发源于天峻县分水岭大通山克克赛尼哈海拔 4714 米东南侧。源头海拔 4700 m，流域面积 1500 km^2，河长 106 km，河口海拔 3195 m，落差 1505 m，河道平均比降为 14‰，大小支沟 47 条，干流偏流域的右侧，较大的支流多分布于左岸。流域内地表遍生牧草，在中游沟谷阴坡生长灌丛。上游河道从西

北向东南，山谷陡深，支沟短促；中游河道从北向南，两岸山势仍陡峻，几条较大支流从左岸汇入，使干流水量倍增。刚察大寺以北称伊克乌兰河，以南称沙柳河，因河谷两岸长有沙柳而得名。山口以下为下游，是宽阔的冲积扇地带，形成广袤肥沃的草原，现今多垦为农田。河水分多股流入青海湖。最大支流是瓦颜曲，位于干流左岸，发源于大通山达窝日尼哈南侧，流域面积 320 km^2。伊克乌兰河的上游为多雨区，广泛分布沼泽地，河道水量较丰，为入青海湖的第二大河流，其径流量占入湖地表径流的 30%左右。河源地区年降水量 500 mm 以上，河口地区为 300 mm 以上，年平均流量 9.072 m^3/s，年径流量 2.86×10^8 m^3。水利资源理论蕴藏量 3.13×10^4 kW，可能开发装机容量 8300 kW。每年 6 月 ~ 9 月为汛期，冰期约 6 个月。刚察水文站年最大径流量 3.47×10^8 m^3（1958 年），年最小径流量 1.05×10^8 m^3（1979 年），年均径流量 3.02×10^8 m^3。年均径流深 99.1 mm。多年平均含沙量 0.3114.7 kg/m^3。年际最大断面含沙量 14.7 kg/m^3。自然落差 1003 米。流域地势北部高，西南部低，海拔高程 3200 m ~ 4714 m。河道宽浅，呈树枝状河型，水系发育。全程流经草原及沙丘地带。水草丰沛，畜牧业发达。水源依降雨及冰雪融化补给，水量丰富，为青海湖第二大补水河流。冬季结冰。河口西侧为青藏铁路所经之处。

（4）哈尔盖河

又名哈尔盖曲、哈什克河、哈里根河、哈尔济河。“哈尔盖曲”为蒙古、藏混合语，“哈尔盖”是蒙古哈尔盖贝子部落名，“曲”为藏语音译，意为河。发源于刚察县境北的赞宝化秀山西南、台布希山西北草原井泉中。河源海拔 4271 m，河长 110 km，流域面积 1613 km^2，河口海拔 3195 m，落差 1076 m，河道平均比降 10‰有大小支沟 16 条。水源靠降水补给，河源区的年降水量 500 mm 以上，河口区 300 mm 以上，年平均流量 6.237 m^3/s，年径流量 1.97×10^8 m^3。每年 6 月 ~ 9 月为汛期，冰期 150 ~ 180 d。流域内除大通山外，其他山丘、河滩及下游的平原普遍覆盖茂盛的牧草，个别地区生长灌丛。从河源至青达玛河汇口为上游，哇力麻河，河道走向从西北向东南。河源一带为大片沼泽地。上游支沟较多，近似羽状分布，河道顺直，洪水河床宽 15 m，两岸游高 1 m，宽 700 m 的阶地，个别地段的阶地宽达 2 km。在距河源 32 km 的温泉沟汇入处，干流两岸有温泉群出露。从青达玛河汇口至查那河汇口为中游，两岸山势各异，右岸的那仁山山势平缓，左岸的达坂山山势高大。中游河槽偏右岸，左岸的河滩阶地坡度平缓，形成长 30 km 的地势平坦的宗日盖滩牧场，河道较多弯曲，水流较分散。再右岸的一支沟中有一处瓦尔麻西温泉。从查那河汇口之青海湖边为下游，为洪积扇地带，洪积扇坡缓宽阔，长约 17 km，是青海湖北岸河流中洪积扇最大的一个，形成

哈尔盖草原，水流特别分散，主槽经常摆动，但地下水资源丰富。哈尔盖河较大支流有 3 条：青达玛河、查拉河、柴达尔河。查拉河水量最大，发源于大坂山，河长 43 km，流域面积 390 km^2，年平均流量 3.11 m^3/s。从查拉河赞东至查拉河口，再沿干流至青海湖边，为刚察、海晏两县的界河[2]。水能理论蕴藏量 1.02×10^4 kW。哈尔盖水文站年径最大流量 2.24×10^8 m^3（1958 年），年径最小流量 7570×10^4 m^3（1979 年），年均径流量 1.26×10^8 m^3，年均径流深 85.2 mm。流域地势东南高，西部低，海拔高程 3202 m ~ 4363 m。河道浅窄而弯曲，呈树枝状河型。支流短小而稀疏。左岸为大通山，右侧是广阔草原。柴太力煤矿以下有铁路相交叉。下游河口段建有多处渠道。水源依山地降水及冰雪融化补给。主要支流有那沟河等。冬季结冰。

（5）甘子河

青海省青海湖水系内陆河流。一作干子河。在海北藏族自治州海晏县西北部。源出肯特大坂山余脉盖得尔山。西北流折向西流，经擦拉塘、雪柔沙丘，到甘子河镇分支人青海湖。全长 55 km，流域面积 420 km^2。流域地势东南部高而西北低，海拔高程 3202 m ~ 4126 m。上游流经低缓山丘，河道浅窄，河源与湟水同源。下游建有多条渠道，与哈尔盖河、麻皮寺河（湟水上源）相沟通。河床平均比降 1‰。湟冰公路

[2] 刚察县志

至石灰场段，多年平均流量 0.62 m^3/s[3]。

（6）黑马河

发源于青海南山亚勒岗，流经直合去乎夏秋牧场，注入青海湖。全长约 18 km，河床宽 10 m 左右，年平均流量 0.5 m^3/s，冬季枯水期为 0.002 m^3/s。每年 11 月底结冰，次年 5 月解冻。

（7）倒淌河

在海南藏族自治州共和县东南部。源出日月山口西北麓索日格山（野牛山）西麓。从东向西北流折向北流，经倒淌河镇注入错果湖。全长 56 km。河床宽 4 m 左右，流经柔莫涌、黑科、东卫、蒙古、哈乙亥、黄科、甲乙等冬春草场，注入耳海。流域地势南部高而北部低。中游倒淌河镇附近海拔高程 3611 米。河道顺直而宽浅。全程无较大支流汇人。倒淌河镇以下，地势低洼，两侧为草原及沼泽地，水草丰美，畜牧业发达。冬季结冰。此河道远古时期曾是沟通青海湖与黄河的通道。由于日月山正处在青藏高原边缘抬升区和沉降区的交接线上，日月山不断升起，而青海湖则沉降，致使河水流入青海湖而与黄河隔断。总流域面积 220 km^2，年平均流量 0.224 m^3/s。每年 11 月底结冰，次年 5 月解冻。

表 5-17　主要入湖河流汇水面积和径流量

河流	布哈河	沙柳河伊克乌兰河	哈尔盖河	泉吉河巴哈乌兰河	甘子河	黑马河	倒淌河

[3] 海晏县志

河流	布哈河	沙柳河伊克乌兰河	哈尔盖河	泉吉河巴哈乌兰河	甘子河	黑马河	倒淌河
流域面积/km^2	14384	1500	1613	567	296	112	727
平均径流量/m^3/s	25.9	9.072	6.237	0.75	0.65	0.5	0.224

3.青海湖监测点位布设

（1）采样点布设原则

1）布设的采样点要充分覆盖青海湖湖体及主要入湖河流;

2）采样点采集的样品要对整个调查区域有较好的代表性;

3）采样点满足常规监测点位全覆盖的要求;

4）在保证达到必要的精度和满足统计学样品数的提前下要兼顾技术指标和费用投资。

（2）现场采样点布设方法

采样点布设有多个方式，这些方式基本分为两大类：随机取样和偏倚（针对性）采样。常用的采样方法包括简单随机采样、分层随机采样、系统网格采样、系统随机采样、针对性聚集采样等。

（3）采样点布设

1)入湖河流入湖前采样点位布设

青海湖流域入湖河流上共设 9 个地表水水质（河流）监测点：哈尔盖河入湖口、泉吉河入湖口、布哈河入湖口、黑马河入湖口、沙柳河入湖口、倒淌河入湖口、甘子河入湖口、

菜挤河入湖口和江西沟入湖口。

表 5-18　青海湖入湖河流地表水水质监测点位信息表

序号	点位编号	经度	纬度	点位名称
1	R1	100°28'37"E	37°13'12"N	哈尔盖河入湖口
2	R2	99°53'53"E	37°16'16"N	泉吉河（巴哈乌兰河）入湖口
3	R3	99°44'13"E	37°02'10"N	布哈河入湖口
4	R4	100°07'44"E	37°19'16"N	黑马河入湖口
5	R5	100°13'19"E	37°13'48"N	沙柳河（伊克乌兰河）入湖口
6	R7	100°28'37"E	37°13'12"N	倒淌河入湖口
7	R8	99°53'53"E	37°16'16"N	甘子河入湖口
8	R10	99°37'12"E	36°59'50"N	菜挤河（切吉曲）入湖口
9	R11	36°37'10"E	36°37'10"N	江西沟入湖口

2)青海湖湖面采样点位布设

青海湖湖区布设 27 个地表水水质监测点，点位基本信息见表 5-19。27 个地表水水质（湖水）监测点：151、青海湖渔场、鸟岛、江西沟码头、哈尔盖青海湖湖边、沙岛、进水区 18 个点位、浅水区 4 个点位、深水区 3 个点位、湖心区 2 个点位。青海湖湖区地表水环境质量监测点位信息见表 5-19。

表 5-19　青海湖湖区地表水水质监测点位信息表

序号	点位编号	经度	纬度	备注
1	L1	100°29'56"E	36°35'10"N	151
2	L2	100°38'49"E	36°33'14"N	青海湖渔场
3	L3	95°01'18"E	36°59'20"N	鸟岛
4	L4	100°17'38"E	36°39'32"N	江西沟码头

序号	点位编号	经度	纬度	备注
5	L5	100°22'12"E	37°06'32"N	哈尔盖青海湖湖边
6	L6	100°39'36"E	36°51'36"N	沙岛
7	N1	99°48'00"E	36°45'00"N	沿岸带（0 m ~ −8 m）
8	N2	99°52'19"E	36°56'10"N	
9	N3	99°53'24"E	37°10'37"N	
10	N4	100°18'00"E	37°09'36"N	
11	N5-1	99°55'01"E	36°49'36"N	浅水区（0 m ~ −20 m）
	N5-2			
12	N6-1	99°56'56"E	36°54'50"N	
	N6-2			
13	N7-1	99°59'20"E	37°07'59"N	
	N7-2			
14	N8-1	100°15'36"E	37°04'34"N	
	N8-2			
15	N9-1	100°1'59"E	36°52'59"N	深水区（0 m ~ −27 m）
	N9-2			
	N9-3			
16	N10-1	100°13'01"E	37°00'00"N	
	N10-2			
	N10-3			

序号	点位编号	经度	纬度	备注
17	N11-1	100°06'00"E	37°06'00"N	
	N11-2			
	N11-3			
18	N12-1	100°06'36"E	36°58'12"N	湖心区（0 m ~ −33 m）
	N12-2			
	N12-3			
19	N13-1	100°14'24"E	36°52'12"N	
	N13-2			
	N13-3			
20	B1	100°26'10"E	37°00'50"N	沿岸带（0 m ~ −8 m）
21	B2	100°29'28"E	36°49'59"N	
22	B3	100°40'34"E	36°44'13"N	
23	B4	100°03'14"E	36°41'20"N	
24	B5	99°40'01"E	36°55'19"N	
25	B6	100°42'36"E	36°49'44"N	
26	B7	100°26'10"E	37°00'50"N	
27	B8	100°34'52"E	37°00'50"N	

注：①湖心区和深水区监测垂线上设置3个采样点，分别在水面下0.5 m、1/2水深处和水底上0.5 m。

②浅水区监测垂线上设置2个采样点，分别在水面下0.5 m和水底上0.5 m。

序号	点位编号	经度	纬度	备注
③其余在监测垂线上设置1个采样点，在水面下0.5 m。水深不足1 m时，在1/2水深处。				

4.监测频次

（1）应定期开展水体环境监测，表 1 和表 6 中的监测项目每年监测 2 次，表 2～表 5 中的监测项目每年监测 1 次。

（2）青海刚毛藻面积在非冰封期每月监测 2～3 次。

（3）自然岸线率在丰水期每年监测 1 次；流域植被覆盖度每月监测 1 次，计算年均植被覆盖度；保护区湿地面积每 5 年监测 1 次。

六、重大意见分歧的处理依据和结果

（一）立项审查会

2022 年 7 月，省生态环境监测中心联合中国环境科学研究院湖泊生态环境研究所申报青海省地方标准《青海湖水体环境评价指标体系》《青海湖水体生态安全评估指标体系》，通过了国家分析测试中心、青海省生态环境厅相关专家的立项审查（附件 2）。

（二）专家技术初审会

2023 年 8 月 29 日省生态环境监测中心组织北京大学、中国环境监测总站、中国科学院大学、浙江省生态环境监测中

心、北京工业大学多领域专家对两项地方标准开展了专家技术初审会。专家委员会在听取汇报、审查材料和质询答疑的基础上，提出以下修改意见（见附件3）：

（1）进一步完善监测指标体系，做好与《黄河保护法》《黄河流域水生态调查评估试点技术方案》的衔接;

（2）建议标准名称修改为《青海湖水生态环境质量监测指标体系（试行）》；

（3）严格按照GB/T 1.1－2020、DB 63/T 1789－2020的要求进一步规范完善标准文本。

会后标准编制组认真研究专家意见，根据《青海省地方标准管理办法》（青市监标〔2021〕86号）标准立项后名称不得更改，且《黄河流域水生态调查评估试点技术方案》相关文件并未公开，无法采纳。会后统计2013-2023年十年间的青海湖水质监测数据，进一步完善支撑材料，形成标准文本送审稿和编制说明。

（三）公开征求意见

2023年11月~12月，广泛征求了生态环境厅各处室以及青海湖景区保护利用管理局等单位的意见并按照意见进行修改完善。意见汇总及处理情况见附件4。

（四）技术审查会

2024年3月12日，青海省生态环境厅组织召开《青海湖

水体环境评价指标体系》送审稿技术审查会。专家审查委员会在听取汇报、审查材料和质询答疑的基础上，形成结论如下（见附件 5）：

1.该标准的编写符合 GB/T 1.1-2020 的编写要求。

2.该标准规定了青海湖水质、沉积物、水资源、水生态等水体环境监测项目。

3.该标准对青海湖水体环境评价提供了技术支撑。

专家审查委员会经过表决，同意通过审查，并提出以下修改意见：

1.进一步明确标准中适用范围；

2.将术语定义中的“多样性指数”改为“可溶性有机物”。

建议：标准起草单位按专家组意见进一步修改完善后上报。

七、贯彻实施标准的要求措施等建议

青海湖是我国西部重要的水源涵养地和水气循环通道，是维系青藏高原生态安全的重要水体，统筹水资源、水环境、水生态，系统谋划青海湖流域水生态系统保护，是巩固青海湖流域生态环境保护与综合治理成效、进一步筑牢国家生态安全屏障的迫切需要，是推动黄河上游生态保护和高质量发展、青藏高原生态环境保护和可持续发展的重要支撑。本标准是我国首个适用于咸水湖的水生态环境标准，规定了适用于青海湖的水生态环境评价指标体系，是对《地表水环境质

量标准》（GB 3838－2002）的重要补充。建议尽快发布实施本标准，规范青海湖水生态环境本底数据积累，为做好科学保护青海湖水生态环境提供基础性支撑，为我国开展咸水湖水生态环境管理提供范例。

八、参考文献

[1]保金花. 水质综合评价方法研究综述[J]. 水利科技与经济, 2008 (8): 639-642.

[2]JACOBS H L. Water quality criteria[J]. Journal of water pollution control federation, 1965, 37(5): 292-300.

[3]嵇晓燕, 刘廷良, 孙宗光.河流健康概念与评价研究进展[C]. 中国环境科学学会中国环境科学学会, 2011. 41(10): 42-46, 50.

[4]基于不确定性的湖泊水环境安全评价——以滇池流域为例[J]. 昆明学院学报, 2022, 44（06）.

[5]张柱. 河流健康综合评价指数法评价袁河水生态系统健康[D]. 南昌大学, 2011.

[6]李贵宝, 曾畅云, 王东胜, 等. 水环境安全及其指标体系研究--以北京市为例[C]. 2004 北京城市水利建设与发展国际学术研讨会.

[7]杜兰. 地表水水质监测现状分析与对策[J]. 资源节约与环保, 2018(7): 34.

[8]丁桑岚. 环境评价概论[M]. 北京: 化学工业出版社, 2001.

[9]姜明岑, 王业耀.地表水环境质量综合评价方法研究与应用进展[J]. 中国环境监测, 2016, 32（4）: 1-6.

[10]焦瑞, 徐晓民. 指数法在内蒙古岱海湖水质评价中的应用研究[C]. 2022 中国水利学术大会论文集. 2022: 424-429.

[11]徐祖信. 我国河流综合水质标识指数评价方法研究[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2005. 33(4): 482-488.

[12]宋执航. 基于模糊综合法的慈湖河上游流域水质评价[J]. 环境保护与循环经济, 2021.

[13]王晓鹏. 河流水质综合评价之主成分分析方法[J]. 数理统计与管理, 2001, 20(4): 28, 49-52,

[14]刘春龙. 改进的主成分分析法及其在水质评价中的应用[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(22): 10642-10643, 10735.

[15]曾凤连, 杨刚, 王萍, 等. 淮河干流水环境质量时空变化特征及污染趋势分析[J]. 水生态学杂志, 2021, 42(5): 86-94.

[16]杜浩田, 栾建勤, 等. 基于灰色关联法的潇河上游水质评价[J]. 人民黄河, 2022, 44(S2): 157-158.

[17]马丽娜, 于丹, 李慧, 等. 欧盟水框架指令对我国水环境保护与修复的启示[J]. 城市环境与城市生态, 2016, 029(005): 37-41.

[18]刘琰, 郑丙辉.欧盟流域水环境监测与评价及对我国的启示[J]. 中国环境监测, 2013, 29(004): 162-168.

[19]徐葵. 中美水污染防治法比较研究[J]. 律师世界, 2003(8): 38-40.

[20]高娟, 李贵宝, 华珞, 等. 日本水环境标准及其对我国的启示[J]. 中国水利, 2005(11): 41-43.

[21]陈艳卿, 黄翠芳, 刘宪兵, 等. 日本水环境管理法规与标准[C]. 中国环境科学学会环境标准与基准专业委员会2010年学术研讨会. 中国环境科学学会, 2010.

附件 1　青海湖水质监测项目标准限值制订依据

根据 2011 年～2023 年的水质监测数据，梳理《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）中基本项目的制定依据，筛选并设置本标准监测项目参考值。

1　常规项目

1.1　水温

水温作为控制水体热污染的指标，以摄氏温度（℃）计。水温是水体污染的一种形式。受温度影响最大的是水生生物，主要是鱼类的生存和繁殖。鱼类生长需要有适宜的温度范围，大幅度的温升和温降都会对鱼类产生不良的影响，甚至导致死亡。另外，若温度升高 10 ℃，水体中的氰化物对鱼类可以产生双倍的毒性，同时，水中的鱼类耗氧量几乎也要增加 2 倍，而且水温也影响着水体的自净能力。

温度直接影响着鱼类的生存，表 1 为不同鱼类对温度的忍耐极限。

表 1　鱼类对温度的忍耐极限　　单位：℃

物种名称	最低值	生长最佳值	最高值
小狗鱼	0	25.4	34.4
鲦鱼	0	27	33.4
鲇鱼	0	30	37.1
翻车鱼	≤2.5	27.5	35.7
黑欧洲鲈鱼	≤1.6	27	36.5
克勒皮鱼		≈23	32.5
河鲈	0	24.2	30.9
均值	0	26.3	34.8

水体温度的变化还能够改变水生植物群落，如 20 ℃ ~ 35 ℃，硅藻占优势；30 ℃ ~ 35 ℃，绿藻占优势；35 ℃以上，蓝绿藻占优势。现有这些数据表明，一般说来，随着水温的升高，毒性加大，而且受到毒性物质威胁的生物对水温的耐受能力降低。

人为的温度变化，能够改变原有的水生生态系统。在开阔的水域，温度升高除造成占优势的藻类改变外，还会影响到附著生物、底栖无脊椎动物和鱼类。随着水温的上升，底栖生物的数量和分布减少，如电厂排水大大改变了电厂下游的附着生物的种群结构。水温对水生生物繁殖和发育也有影响，假定其他因子都是处于最适水平时，在各种生命活动中，繁殖是最受水温限制的。温度是控制繁殖的基本因子，而且能够影响到繁殖循环中从怀卵到产卵的许多环节，人为的短期水温波动会引起鱼类和无脊椎动物的繁殖减少。

1.2　pH 值（无量纲）

pH 值为标准中控制水体酸碱性的一般化学指标。以 $-\lg[H^+]$计。

pH 值体现了水体的酸碱性，也是天然水体化学和生物系统中的一个重要因素。水中弱酸或弱碱的电离平衡受 pH 值变化的影响，而许多化合物的毒性又与电离平衡有关。如当 pH 值降低时氰化物对鱼的毒性升高，因为这时有利于生成 HCN。

据证明，硫化氢也有类似的情况。pH 值迅速升高会引起 NH_3 浓度升高。已经证明，pH 值为 8.0 时氨的毒性是 pH 值为 7.0 时的 10 倍。

1.2.1　制定依据

用石蛾（2 种）、石蝇（4 种）、蜻蜓（2 种）和蜉蝣（1 种）的幼虫进行了生物测试。所有这些都是鱼类重要的食用生物。测试结果，30d TL50 的 pH 值为 2.45 ~ 5.38，当 pH 值为 4.0 ~ 6.6 时，有 50%的生物羽化，随着 pH 值的升高，生物羽化的百分比也随之升高。用黑头软口鲦进行 13 个月，也就是一代鱼生命期的生物测试。测定采用的 pH 值为 4.5、5.2、5.9、6.6，对照实验的 pH 值为 7.5，在 pH 值为 4.5、5.2 时，绘鱼的行为失常而且鱼体变形。在 pH 值低于 6.6 时，与对照试验相对比，成鱼的产卵及受精卵孵化率减少。结论是，pH 值为 6.6 是维持鱼类生命机能的临界值。美国环保局 1999 年保护淡水水生生物的基准为：pH 值 6.5 ~ 9.0。从现有资料看，pH 值在 6.5 ~ 9.0 的范围能够充分保护水生生物的良好生存，超过这一范围，鱼类将受到不同程度的不良影响。

生活饮用水水源的 pH 值是很重要的，因为如不把 pH 值调节到适当的数值，这种水不但有腐蚀性，而且会对混凝和氯化在内的水处理工艺产生不良影响。pH 值为 5.0 ~ 9.0 的源水均可用于水处理厂的常规工艺流程（混凝、沉淀、过滤、氯化）的处理。随着 pH 值的范围扩大，中和用的药剂费用也

相应增加。美国环保局 1999 年生活饮用水（保障使用）的 pH 基准值为 5～9。PH 值对人体健康并无直接影响，但为了保障生活饮用水的使用，pH 值应在 5～9 范围之内。

pH 值在灌溉用水中一般不是个关键参数。由于土壤有巨大的缓冲能力，灌溉用水的 pH 值会很快变为接近土壤的 pH 值。酸性土壤的最大危险在于铁、铉或铝一类金属离子会在酸性浓度下溶解，从而直接有害于作物。在碱性土壤中，对作物的危害在于碳酸钠的毒性，有直接的，也有间接的。为避免灌溉水的不良影响，pH 值不应超过 4.5～9.0（美国环保局，1976）。一般说来，工艺用水的 pH 值范围为 3.0~11.7，而冷却用水的 pH 值范围为 5.0～8.9。

1.2.2　国内外标准

国内外关于 pH 标准限值的规定见表 2。

表 2　国内外 pH 标准限值

目标物质	标准值类型	国内外标准值
pH	饮用水水源地的地表水标准	英国、欧洲经济共同体：pH 值 6.5~8.5； 日本：pH 值 6.5~8.6； 美国环保局推荐最高值：pH 值 5.0~9.0； 加拿大：pH 值 6.5～8.5。
	水产用水标准	前苏联；pH 值 6.5~8.5；

目标物质	标准值类型	国内外标准值
		日本：pH 值 6.5～8.5。
	农灌用水标准	前西德户外种植近似值：pH 值 5.5～8.5； 美国灌溉水：pH 值 4.5~9.0； 美国农场用水：pH 值 6.0～8.5； 中国：pH 值 5.5~8.5。
	地表水环境质量标准	美国纽约州：AA 级、A 级、B 级及 C 级 pH 值均为 6.5～8.5，D 级 pH 值 6.0~9.5； 美国华盛顿州：目标值 7.0～8.0，标准值 6.5~8.5； 日本河流：AA 级、A 级、B 级、C 级 pH 值均为 6.5～8.5，D 级及 E 级 pH 值均为 6.0～8.5； 韩国：I 级、H 级、皿级 pH 值均为 6.5~8.5，N 级、V 级 pH 值 6.0～8.5。
	生活饮用水卫生标准	中国：pH 值 6.5～8.5。
	渔业用水标准	中国：pH 值 6.5～8.5。

根据上述文献资料，可以看出受 pH 值影响最大的是水生生物，其次是生活饮用水和一般的工农业用水。为了保证鱼类的良好生存、繁殖，同时也尽量减少对水处理工艺和农作

物的影响，参考国内外的标准和青海湖时期情况，决定 I ~ V 类水域 pH 值均定为小于等于 10.0。

1.3 溶解氧

1.3.1 制定依据

溶解氧在标准中作为水体感官指标及保护水生生物生存指标。以水中溶解的分子态氧计（mg/L）。充足的溶解氧是鱼类生存的必要条件，也是衡量水质好坏的一项重要指标。当水中溶解氧消失时，厌氧细菌繁殖，形成厌氧分解，发生黑臭，分解出甲烷、硫化氢等有毒气体。既影响水体感官，鱼类也无法生存。此外，城市供水水源的溶解氧含量，用来指示水体中可被生物利用的有机物残留量是否符合水质要求。

3 mg/L 的溶解氧不足以维持鱼群的良好生长。当氧浓度为 3 mg/L 左右和以下时，鱼的进食减少或停止。4 mg/L 的溶解氧浓度看来大约是保障一个鱼群生存的最低浓度。对于绝大多数鱼类来说，在其胚胎和幼体附近的水体中维持 5 mg/L 的最低浓度应是足够的。

1.3.2 国内外标准

（1）饮用水源地水质标准

美国用作公共水源的地表水标准：＞4 mg/L（月均），>3 mg/L（个别水样）；

日本：＞5.0 mg/L;

前苏联：>4 mg/L。

（2）渔业用水水质标准

美国纽约州：鳟鱼为 5.0 mg/L，非鳟鱼为 4.0 mg/L;

日本：安全浓度为 5mg/L，注意浓度为 4 mg/L，危险浓度为 3 mg/L;

前苏联渔业用水水质的一般要求：供保存和繁殖对氧高敏感的各类鱼种用的水体，冬季冰封期不低于 6 mg/L，夏季任何水体在 12 时前采样，水中溶解氧不低于 6 mg/L; 供其他渔业用水的水体为 4mg/L;

前苏联水产用水水质标准：4 ~ 6 mg/L。

（3）环境水质标准

日本：河流 AA 级、A 级均为 7.5 mg/L，B 级、C 级为 5mg/L，D 级、E 级为 2mg/L; 湖泊 AA 级、A 级均为 7.5 mg/L，B 级为 5 mg/L，C 级为 2 mg/L。

韩国：河流 I 级为 7.5 mg/L 以上，II、III级为 5 mg/L 以上，IV、V级为 2 mg/L 以上；湖泊与河流相同。

（4）饮用水水质标准

欧洲经济共同体：指导标准为 5 mg/L。

（5）农业灌溉水质标准

日本：5.0 mg/L。

（6）国内其他标准

渔业水质标准：连续 24 h 中，16 h 以上必须大于 5 mg/L，其余任何时间不得低于 3 mg/L，对于鲤科鱼类栖息水域冰封

期其余任何时候不得低于 4 mg/L。

景观娱乐用水水质标准：A 类≥5 mg/L，B 类≥4 mg/L，C 类≥3 mg/L。

1.3.3　标准值的确定

I 类水域为自然保护区。我国南北方地理环境、气候情况差异很大，溶解氧浓度受到温度、气压的影响，如在高原地带，饱和水中的氧浓度也可能很低。为了统一起见，将 I 类标准值定为饱和率 90%或 7.5 mg/L，也就是说 I 类标准值可以按饱和率 90%计（以保持数据的连续性和可比性），也可以按 7.5 mg/L 计，具体来说是采用饱和率 90%还是 5 mg/L 由地方环境监测站等部门自行决定采用。

为保证鱼类产卵、繁殖，根据水生生物基准及参考国内外标准，II 类水域定为 6 mg/L。I 类水域为保证大多数经济鱼类的良好生存定为 5 mg/L。IV 类水域定为 3mg/L，是保证鱼类正常生存的最低浓度。V 类水域定为 2 mg/L，保护鱼类不发生急性死亡。

标准中溶解氧 I 类标准值用饱和率（%）表示，其他类别标准值用 mg/L 表示。这主要是由于溶解氧随海拔高度和温度不同而不同，实际上用饱和率表示溶解氧的标准值比较科学。不同温度和海拔高度下水中溶解氧饱和度可参考表 3。

表 3　不同温度和高程下水中溶解氧饱和度表

（氯化物<5000 mg/L）

温度/℃，	海拔高度/m					
	<1000	1500	2000	2500	3000	3500
	溶解氧含量/（mg/L）					
0	14.6	12.1	11.4	10.7	10.0	9.4
1	14.2	11.8	11.1	10.4	9.8	9.2
2	13.8	11.4	10.7	10.1	9.5	8.9
3	13.5	11.2	10.5	9.9	9.3	8.7
4	13.1	10.9	10.2	9.6	9.0	8.5
5	12.8	10.6	10.0	9.4	8.8	8.3
6	12.5	10.4	9.7	9.1	8.6	8.1
7	12.2	10.1	9.5	8.9	8.4	7.9
8	11.9	9.9	9.3	8.7	8.2	7.7
9	11.6	9.6	9.0	8.5	8.0	7.5
10	11.3	9.4	8.8	8.3	7.8	7.3
11	11.1	9.2	8.6	8.1	7.6	7.2
12	10.8	9.0	8.4	7.9	7.4	7.0
13	10.6	8.8	8.3	7.8	7.3	6.8
14	10.4	8.6	8.1	7.6	7.1	6.7
15	10.2	8.5	7.9	7.5	7.0	6.6
16	10.0	8.3	7.8	7.3	6.9	6.5
17	9.7	8.0	7.6	7.1	6.7	6.3

温度/℃，	海拔高度/m					
	<1000	1500	2000	2500	3000	3500
	溶解氧含量/（mg/L）					
18	9.5	7.9	7.4	6.9	6.5	6.1
19	9.4	7.8	7.3	6.9	6.5	6.1
20	9.2	7.6	7.2	6.7	6.3	5.9
21	9.0	7.5	7.0	6.6	6.2	5.8
22	8.8	7.3	6.9	6.4	6.0	5.7
23	8.7	7.2	6.8	6.4	6.0	5.6
24	8.5	7.0	6.6	6.2	5.8	5.5
25	8.4	7.0	6.5	6.1	5.8	5.4
26	8.2	6.8	6.4	6.0	5.6	5.3
27	8.1	6.7	6.3	5.9	5.6	5.2
28	7.9	6.6	6.2	5.8	5.4	5.1
29	7.8	6.5	6.1	5.7	5.4	5.0
30	7.6	6.3	5.9	5.6	5.2	4.9
31	7.5	6.2	5.8	5.5	5.2	4.8
32	7.4	6.1	5.8	5.4	5.1	4.8
33	7.3	6.1	5.7	5.3	5.0	4.7
34	7.2	6.0	5.6	5.3	4.9	4.6
35	7.1	5.9	5.5	5.2	4.9	4.6

1.4 高锰酸盐指数

在标准中高锰酸盐指数作为控制有机污染物和防止水质变黑臭的综合性指标。指用高锰酸钾为氧化剂，氧化水中还原性物质所消耗的氧化剂量。以氧的 mg/L 表示。

由于 COD 锰法测定方法简单、测定时间较短、分析方法检出限较低，所以在国内的水质评价监测中应用的较为普遍，成为很多水环境工作者非常熟悉的方法。为了能衔接以前的工作和评价监测等数据的延续使用，仍保留了高锰酸盐指数（COD 锰法）这项指标。

标准中各类水域的标准值根据经验制定，I 类为 2 mg/L，II类为 4 mg/L，III类为 6 mg/L，IV 类为 10 mg/L，V 类为 15 mg/L。

1.5 化学需氧量（COD）

在标准中，化学需氧量是控制水体有机污染的综合性参考指标。指用重铬酸钾为氧化剂氧化水中的还原性物质所消耗氧化剂的量。以氧的 mg/L 表示。随着我国工业的发展、经济的开发，天然水体受到有机物污染是极为普遍的现象。化学需氧量具有氧化能力强，标准溶液稳定，对各种水样均有较宽的适应性，且操作容易等特点。所以美国与欧洲很多国家将此法作为标准方法。

COD 锰法对于有机酸类、苯、纤维素和氨基酸类等有机

化合物几乎不能氧化或氧化极少部分，而 COD 铬法对这些有机物差不多能全部氧化。由此可以看出，采用 COD 铬法比用 COD 锰法作为控制有机污染物的综合指标更为合适。

1.5.1　制定依据国内外标准

（1）饮用水水源的地表水标准

欧洲经济共同体：A1、A2 类无规定，A3 类 COD_{Cr} 标准值为 30 mg/L。

（2）国外其他水质标准中无此项指标

（3）我国相关标准

农田灌溉水质标准：水作 200 mg/L，旱作 300 mg/L，蔬菜 150 mg/L。

我国其他水质标准中无此项指标。

1.5.2　青海湖监测数

1.5.3　标准值的确定

根据上述青海湖水质化学需氧量监测结果及国内外标准，建议不设置化学需氧量指标。

1.6　五日生化需氧量（BOD_5）

BOD_5 作为控制水体有机污染指标。指水中有机物质在生物的生化作用过程中 5 d 20 ℃时所需的溶解氧量，以 mg/L 表示。水体中的有机物在微生物作用下降解大致分为 2 个阶段。第一阶段以氧化分解碳水化合物及脂肪等一些易被氧化分解的有机物为主，产物为二氧化碳和水。此阶段称为碳化

阶段。在碳化阶段后的降解过程，为第二阶段。第二阶段中被降解的对象为含氮的有机化合物。降解产物为硝酸盐和亚硝酸盐，此阶段称为硝化阶段。目前，国内外所指 BOD_5 数据一般不包括硝化阶段，而是指碳化阶段的 BOD_5 值。

1.6.1 制定依据

造纸工业、食品工业、纤维等化学工业废水及城市排放的生活污水中，含有许多有机物，如碳水化合物、脂肪酸、油脂、含氮化合物（氨基酸、蛋白质）等。这些有机物未经处理排入水体时被好氧微生物分解，消耗水中的溶解氧，水中有机物含量越高，水中溶解氧消耗越多，BOD_5 值也越高，水质愈差。

据实测，长江、黄河水系清洁断面水质的五日生化需氧量均低于 3 mg/L，嫩江源头水质 1980 年枯水期监测平均为 1.18 mg/L，最高为 1.90 mg/L。我国北江水系背景值调查，BOD_5 值为 0.9 mg/L。

1.6.2 青海湖五日生化需氧量监测

1.6.3 标准值的确定

根据一些水质经验资料，《地表水环境质量标准》制定 5 类水域的标准值，I、II类为 3 mg/L，III类为 4 mg/L，IV 类为 6 mg/L，V 类为 10 mg/L。结合青海湖历史监测数据，设置参考值为 4 mg/L。

1.7 氨氮（NH_3-N）

1.7.1 制定依据

氨氮在标准中是控制水体含氮有机物污染和保护水生生态系统的项日，以水中氨氮（NH_3-N）含量计。氨氮以游离氨（即非离子氨 NH_3）或铵盐（NH^+）形式存在于水中，两者的组成取决于水的 pH 值和水温。当 pH 值偏高时，游离氨的比例较高。反之，则铉盐的比例较高。水中氨氮的主要来源是生活污水中含氮有机物受微生物作用的分解产物，某些工业废水如焦化废水和合成氨化肥厂的废水等以及农田排水。此外，在无氧环境中，水中存在的亚硝酸盐亦可受微生物作用还原为氨。在有氧环境中，水中氨亦町转变为亚硝酸盐，甚或继续转变为硝酸盐。

水中氨氮含量较高时，对鱼类则可呈现毒害作用。氨氮浓度在 3 mg/L 时鳟鱼变得极度兴奋；在 5 mg/L 时，硬头鳟排泄氨受到抑制；在 8mg/L 时，24 h 内 50%死亡。氨氮（以 N 计）浓度为 0.3 mg/L，暴露 6 周，一指长的大鳞大马哈鱼逐渐出现鱼鳃增生的现象。

1.7.2 国内外标准限值

（1）饮用水源的地表水标准

美国、巴西圣保罗州、瑞士：0.5 mg/L。

（2）地表水水质标准

美国华盛顿州：目标值 0.3 mg/L，标准值 0.5 mg/L;

美国纽约州：2.0 mg/L;

美国威斯康辛州：上限值 3.0 mg/L，二级上限值 6.0 mg/L;

前苏联：最大允许浓度为 2.0 mg/L。

（3）渔业用水水质标准

日本：允许浓度 1.5 mg/L;

瑞典、欧共体、法国：0.5 mg/L;

荷兰：0.2 mg/L。

（4）生活饮用水水质标准

世界卫生组织：1.5 mg/L（氨）（指饮用水中可能引起人们抱怨的感官浓度，换算为氨氮为 1.2 mg/L。在该组织有关氨氮的条文中有这样的解释：氨氮含量过高，会造成 68%的氯与其反应生成对人体有影响的氯胺，并且造成供水系统生成亚硝酸盐）。

瑞典：0.5 mg/L。

荷兰：0.2 mg/L。

（5）我国有关标准

景观娱乐用水水质标准为 0.5 mg/L。

生活饮用水水源水质标准：一级 0.5 mg/L（水质良好，简易处理如消毒、过滤即可），二级 1.0 mg/L（水质受轻度污染，须经常规净化处理，如絮凝、沉淀、过滤等）。

1.7.3 青海湖氨氮监测

1.7.4 标准值的确定

根据上述资料，确定氨氮标准值。增加氨氮指标主要是为了保护水生生物和水源地，《地表水环境质量标准》中 I 类标准值定为 0.15 mg/L，主要是参照美国氨氮基准最小值，即 pH 值在 9.0，温度 30 ℃时的氨氮基准值为 0.179 mg/L，也就是说 I 类定为 0.15 mg/L 可保护 pH 值在 6.5 ~ 9.0，温度在（0-30）℃范围内的水体中所有的水生生物，体现了自然保护区对水质的高标准要求。II、III类为 0.5 mg/L 和 1.0 mg/L，主要是为了保护饮用水水源地，并与建设部颁布的水源地标准相衔接。将 V 类标准值控制在 2.0 mg/L，可保护 pH 值在 8.1，温度在 30 ℃以下的所有水体，并且与总氮的标准值相协调。

结合青海湖 2011 年 ~ 2023 年期间氨氮监测数据，青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》III类水保持一致，设置为 1.0 mg/L。

1.8 硝酸盐

硝酸盐为保证人体健康的指标。硝酸盐以 N 计。所有氮的化合物都可能是硝酸盐的来源。因为在天然水中的所有含氮物质都有转化成硝酸盐的可能。水中硝酸盐是在有氧环境下，各种形态的含氮化合物中最稳定的氮化合物，亦是含氮有机物经无机化作用最终阶段的分解产物。亚硝酸盐可经氧

化而生成硝酸盐，硝酸盐在无氧环境中，亦可受微生物的作用而还原为亚硝酸盐。

1.8.1 对人体健康的影响

饮用高浓度硝酸盐的水，对健康有 2 种危害，即诱发亚铁血红蛋白症（特别是对婴儿）以及可能形成致癌的亚硝胺。

在正常情况下，只有硝酸盐被还原成亚硝酸盐时，硝酸盐才会是有毒的。在某些条件下，硝酸盐会在胃肠道中还原为亚硝酸盐，然后亚硝酸盐进入血液中。亚硝酸盐在血液中将血红蛋白氧化成亚铁血红蛋白，这样就不能将氧输送到组织，随后引起缺氧和死亡。

据报道，饮水中的硝酸盐对健康成年人的影响相当小；婴儿的易感性之所以增强，是由于每单位体重有很高的摄入量，胃肠道上段存在着硝酸盐还原细菌、粘膜等，以及婴儿的血红蛋白特别容易氧化等原因。

饮用了硝酸盐氮含量高于 10 mg/L 的未处理井水后，幼儿会发生严重的、有时甚至是死亡的中毒。

据报道，自 1945 年以来，欧洲和北美洲发生的婴儿亚铁血红蛋白症大约为 2000 起，致病婴儿中有 7%～8%死亡。

水中无损害健康影响的硝酸盐最高浓度基本上是根据亚铁血红蛋白症已知病例的研究。饮水中含硝酸盐氮少于 10 mg/L 时，未见有亚铁血红蛋白症的报告。

根据婴儿中出现的亚铁血红蛋白症的流行病学报告，倾

向于确定以 10 mg/L 硝酸盐氮作为水中无观察到损害健康影响的最大浓度，但此值只有很小的安全幅度。因为常规水处理对于从水中去除硝酸盐没有明显效果。有少数科学依据支持水中硝酸盐氮有致癌危险的结论。

美国环保局 1976 年制定的生活供水，保障人体健康的基准为 0 mg/L 硝酸盐氮。

1.8.2　国内外相关标准

（1）饮用水水源的地表水标准

欧洲经济共同体：指导值 25 mg/L，管理值 50 mg/L（以 NO^{3-}计）；

巴西、美国环保局（亚利桑那州）：10 mg/L;

日本：9 mg/L 硝态氮;

瑞士：25 mg/L（以 NO^{3-}计）。

（2）地表水质量标准

前苏联：水体中最大允许浓度 10 mg/L（以 N 计）。

（3）饮用水质量标准

世界卫生组织、美国、前苏联：10 mg/L（以 N 计）；

欧洲经济共同体：最大允许浓度 50 mg/L（以 NO^{3-}计），婴儿饮用水不大于 15 mg/L；英国：指导值 5.65 mg/L（以 N 计），最大允许浓度为 11.3 mg/L;

法国：（2～5） mg/L（以 N 计）。

（4）国内标准

1）饮用水卫生标准：20 mg/L;

2）渔业用水及农灌用水均无此项指标。

1.9 总磷（以P计）

1.9.1 制定依据

总磷为控制水体富营养化主要指标。以水中可被强氧化物质氧化转变成磷酸盐的各种形态磷的总量计。磷是植物生长的营养元素，也是生命必不可少的。常常成为湖泊初级生产力的限制因子，如果水中的磷超过临界浓度后，就会刺激水生植物的生长，以至发生“水华”，造成水体富营养化。因而防治富营养化，磷是最主要的控制项目之一。水体中的磷以元素磷、正磷酸盐、缩合磷酸盐（焦磷酸盐、偏磷酸盐和多磷酸盐）和有机基团结合的磷酸盐等多种形式存在，或溶于水中，或存在于腐殖质粒子、水生生物体中，或呈现悬浮性颗粒状态。

磷是由若干不同途径进入水域的，如排放含磷化合物的废水、农田的地表径流，以及畜牧场、大气降尘等都是磷的排放源。近年来，由于含磷洗涤剂和其他日用含磷物质的使用，也增加了磷的排放量。磷一旦进入水生系统，要将其除去则是又费时又费钱。水中的磷酸盐可被藻类和其他高等水生植物利用，多余的则可贮存于植物的细胞之中，随着植物细胞的分解，通过细菌作用，有些磷会立即释放出来在生物系统中循环，而余下的则会随沉积物沉降。

为了防止水生植物的有害生长，控制水体富营养化，流入湖泊和水库的任何河流，在其流入处以磷（P）计算的总磷酸盐浓度不得超过 50 μg/L，或者在湖泊、水库中不得超过 25 μg/L。为防止那些不直接流入湖泊或水库的河流或流动水体中植物的有害生长，理想的目标是总磷浓度为 100 μg/L。

在春季，湖泊或水库中总磷酸盐浓度超过 25 μg/L，有时会刺激藻类和其他水生植物的过剩生长或有害生长，藻类的生长给水体带来不良的臭味，干扰水处理，使人感官上不舒服，而且会改变供水的化学特性。

80 年代末，对我国 50 个主要湖泊富营养化调查结果表明，总磷含量范围在（0.018 ~ 0.830） mg/L 之间，而且湖泊间差异很大，但大部分大大高于许多湖泊专家认为发生富营养化的磷浓度 0.02 mg/L，因此，磷的控制显得非常紧迫。美国防止富营养化基准：美国（1976 年）规定防止富营养化基准为 0.025 mg/L；美国（2000 年）湖、库生态区基准最小值为 0.008 mg/L，最大值为 0.0375 mg/L。当总磷酸盐浓度超过 100 μg/L 时，会干扰水处理厂的混凝工艺。

1.9.2　国内外标准

（1）饮用水水源的地表水标准

欧洲经济共同体：磷酸盐 A1 类为 0.4 mg/L，A2 类为 0.7 mg/L，A3 类为 0.7 mg/L。

（2）地表水水质标准

美国华盛顿州:磷酸盐目标值为 0.03 mg/L,标准值为 0.15 mg/L。

（3）农灌用水水质标准

前西德：户外种植近似值为 0.4 mg/L。

韩国：I 类为 0.01 mg/L 以下，II 类为 0.030 mg/L 以下，III类为 0.050 mg/L 以下，

IV 类为 0.100 mg/L 以下，V 类为 0.150 mg/L 以下。

日本：I 类为 0.005 mg/L 以下，II 类为 0.01 mg/L 以下，III类为 0.03 mg/L 以下，IV 类为 0.05 mg/L 以下，V 类为 0.1 mg/L。

（4）我国有关标准

农田灌溉水质标准：水田为 5.0 mg/L，旱作和蔬菜均为 10 mg/L;

景观娱乐用水水质标准：A 类、B 类均为 0.02 mg/L，C 类为 0.05 mg/L。

1.9.3 青海湖总磷监测

1.9.4 标准值的确定

磷对水体发生富营养化起着重要的制约作用。目前世界上许多国家采用限制或处理水体中的磷的方法来防止富营养化的发生。

国内外有关富营养化评价的资料较多，但指标提法不大相同，有磷酸盐、磷、总磷等一些提法。经过对国内外一些

资料的调研，认为能被植物直接吸收的磷的形态是正磷酸盐，因此，在水中所有能被氧化转变成正磷酸盐的各种形态的磷都可能是水生植物的营养源，所以都应加以考虑，这里以总磷计。

由于目前国内外对富营养化评价角度和指标不同，所以评价时用的标准值也不能相同，而且河流、湖泊水体的交换量、分层等情况差异很大，所以参考以上资料及国内外一些标准，为防止水体富营养化制定了各类水域的标准值，《地表水环境质量标准》中地表水体（湖、库除外）I 类 0.02 mg/L、II类 0.1 mg/L、III类 0.2 mg/L.IV 类 0.3 mg/L、V 类为 0.4 mg/L; 湖、库 I 类 0.01 mg/L、II类 0.025 mg/L、III类 0.05 mg/L，IV 类 0.1 mg/L、V 类 0.2 mg/L。

值得说明的是，我国地表水域目前普遍受到污染，尤其是城市湖库污染比较严重，在目前水质没有明显改善的条件下，考虑我国地表水质的实际情况，总磷标准值不应高于发达国家的标准水平，应根据国际上同类标准的中低水平来确定我国的标准值。总氮标准值的确定也基于同样的考虑。

1.10　总氮（湖、库，以 N 计）

总氮指在碱性介质条件下水中能被过硫酸钾氧化的无机氮和有机氮化合物，包括可溶性及悬浮性颗粒中的氮。由于藻类生产量的增长主要是由氮/磷来决定的，因而氮同样是衡量富营养化的一个很重要的指标。天然水中的氮主要以溶解

态氮、铵离子、亚硝酸盐氨、硝酸盐氮及有机氮等形式存在。其中，溶解的无机氮（总氮、氨氮和硝酸盐氮）是可被植物吸收的最主要形式，由于总氮和氨氮、总氮和亚硝酸盐氮等之间有较好的相关性，因此，检测总以总氮为对象。

1.10.1　制定依据

80 年代末，对我国 50 个主要湖泊的调查结果表明，总氮含量范围为 0.08 mg/L ~ 20.82 mg/L。1986 ~ 1990 年对全国 25 个大中型湖泊、水库的总氮做了一个调查。所调查湖泊和水库的总氮几何均值为 2 mg/L 以上，范围为 0.08 ~ 8.383 mg/L。OECD 在 1982 年所调查的世界 71 个湖泊的总氮几何浓度均值为 1.875 mg/L，范围为 0.396 mg/L ~ 6.1 mg/L。中国湖泊的总氮浓度均值与浓度范围均大于 OECD 的调查结果。

1.10.2　国外标准

（1）韩国湖沼水质环境基准：I 类≤0.200 mg/L，II类≤0.400 mg/L，III类≤0.600 mg/L，IV 类≤1.0 mg/L，V 类≤1.5 mg/L;

（2）日本湖泊水质基准: I 类≤0.1 mg/L, II类≤0.2 mg/L，III类≤0.4 mg/L，IV 类≤0.6 mg/L，V 类≤1.0 mg/L;

（3）美国马里安纳群岛：I 级 0.75 mg/L，II级 1.5 mg/L;波多黎各岛：5.0 mg/L。

1.10.3 青海湖总氮监测

1.10.4 标准值的确定

总氮是湖泊富营养化的限制因子之一，有必要对其进行严格控制。《地表水环境质量标准》中将湖、库总氮标准值定为：I 类 0.2 mg/L，II类 0.5 mg/L，III类 1.0 mg/L，IV 类 1.5 mg/L，V 类 2.0 mg/L。

1.11 铜

铜在标准中作为感官（保证饮用水味道及生活使用）指标和保护水生生物的毒理学指标规定的。铜是一种天然金属，存在于各种铜矿中。最重要的铜矿有铜的硫化物、氧化物及碳酸盐矿等。在动植物的生长过程中，铜是几种具有重要生理功能酶的成分之一。水中含铜量超过 l mg/L 时会使水产生某种味道。目前看来，没有发现铜对人体有任何毒理学影响，限制的目的仅出于感官需要，一般是将铜限制在味阈浓度 1 mg/L 以下。对植物的影响对水稻来说，当灌溉水中铜的浓度超过 6.00 mg/L 时，就会出现危害。

基于铜对水生生物的影响，《地表水环境质量标准》中 I 类水域定为 0.01 mg/L，II、III类水域中的饮用水水源地采用了铜的味阈值浓度定为 1.0 mg/L。IV、V类参考了对水生生物的急性毒性试验和国内外标准也定为 1.0 mg/L。建议各地参照金属硬度方程，分析水质评价结论。水域中的渔业用水区按《渔业用水水质标准》执行。

结合青海湖 2011 年～2023 年期间铜的监测数据，青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》III类水保持一致，设置为 1.0 mg/L。

1.12 锌

锌在标准中作为感官（保证饮用水味道及生活使用）指标和保护水生生物的毒理学指标。锌一般以硫化物的形式存在于自然界，常与其他金属的硫化物，特别是铅、铜、镉和铁的硫化物缔合在一起，还有一些锌可能是硫化物氧化而形成的。锌是天然水体中的微量元素，也是人体健康所不可缺少的微量元素。

与铜类似，锌对水生生物毒性较大，因此《地表水环境质量标准》I 类水域采用了美国 1980 年制定的基准（24 h 平均值为 0.047 mg/L），稍有放宽定为 0.05 mg/L。II、III类饮用水源用水区参考国内外标准定为 1.0 mg/L，IV 类水域为满足一般工业用水定为 2.0 mg/L，V 类水域考虑到对作物的影响及参考国内外标准定为 2.0 mg/L。

结合青海湖 2011 年～2023 年期间锌的监测数据，青海湖锌的参考值与《地表水环境质量标准》III类水保持一致，设置为 1.0 mg/L。

1.13 氟化物（以 F^- 计）

标准中的氟化物是作为保证人体健康及防止地方病的毒

理学指标。以水中 F^-计。氟是地球表面分布最广的元素之一，是自然界中固有的化学物质。水中含氟量波动范围极大，河北省对 2300 份水样的检查结果，范围为（0.1 ~ 17） mg/L，山东省昌维地区检查 24547 份水样，水氟范围为（0.04 ~ 18）mg/L。氟对人体的影响随着摄入量而变动，当缺氟时，儿童齿发病率高，摄入适量的氟可预防龈齿，有利于儿童生长发育，还可预防老年人骨质变脆，氟过量时可影响细胞酶系统的功能，破坏钙磷代谢平衡，所以人体的氟既不可缺少，但又不可摄入过多。由于地理因素的关系，而使水中含氟量高，在人体摄入偏多时就会引起地方性氟中毒。这个病的主要特征是氟斑牙和氟骨症。

由于我国各地区的天然水中氟背景值不同，所以，《地表水环境质量标准》中 I 类水域标准值定为 1.0 mg/L。考虑到对人体健康的影响，II、III类采用融齿和氟斑牙发病率都较低的浓度，定为 1.0 mg/L。IV、V 类水域根据资料、参考国内外标准，采用防止氟中毒安全范围的上限值定为 1.5 mg/L。

结合青海湖 2011 年 ~ 2023 年期间铜的监测数据，青海湖水环境氟化物参考值与《地表水环境质量标准》III类水保持一致，设置为 1.0 mg/L。

1.14 硒

标准中硒是保证人体健康及防止地方病的毒理学指标。以水中总硒计。硒在土壤中以碱性亚硒酸铁、硒酸钙以及元

素硒的形式存在。元素硒必须氧化为亚硒酸盐或硒酸盐才会在水体中明显溶解。水体的天然含硒浓度与土壤的含硒量成正比。

对于生物来说，硒是一种保持机体健康必不可少的有益元素，但若食入过多的硒，也会产生中毒现象。

由于我国有些地方属高硒区，I 类水域一般都离集中式生活用水区很远，所以《地表水环境质量标准》中标准值定为 0.01 mg/L。II、III类水域采用保护人体健康基准及保护水生生物基准，定为 0.01 mg/L。IV、V 类考虑到一般景观需要和对农作物影响，定为 0.02 mg/L。

结合青海湖 2011 年 ~ 2023 年期间硒的监测数据，青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》III类水保持一致，设置为 0.01 mg/L。

1.15 砷

砷在标准中为保证人体健康及保护水生生物的毒理学指标。以水中砷总量计。元素砷不溶于水和强酸，几乎没有毒性。但在空气中，极易被氧化成剧毒的三氧化二砷，又称砒霜。砷的化合物种类很多，有固、液、气三态。固态的有三氧化二砷、二硫化二砷（又名雄黄）、三硫化二砷和五氧化二砷等。液态的有三氯化砷（$AsCl_3$），气态的有砷化氢（AsH_3）。水环境中的砷多以三价和五价形态存在，其化合物可能是有机的，也可能是无机的。三价无机神化物比五价砷化物对于

哺乳动物和水生生物的毒性大。

考虑到砷对人体健康的危害，特别是有致癌作用，以及对水生生物的毒性影响，又考虑到砷在水体中较难降解，应严格控制。所以，《地表水环境质量标准》中 I ~ III类水域依据保护人体健康基准，都定为 0.05 mg/L；IV类水域为工业用水区，定为 0.1 mg/L；V 类水域考虑到神对农作物含碑量的影响，根据农灌水质基准，参考国内外标准定为 0.1 mg/L。

结合青海湖 2011 年 ~ 2023 年期间砷的监测数据，青海湖水环境中砷的参考值与《地表水环境质量标准》III类水保持一致，设置为 0.05 mg/L。

1.16 汞

汞在标准中为保证安全食用水生生物的毒理学指标，以水中总汞计。自然界的汞主要以金属汞、无机汞和有机汞的形式存在，价态有 3 种：零价（元素汞）、+1 价（亚汞化合物）、+2 价（正汞化合物）。各种形态的汞都有可能在环境中存在。汞对人体危害很大，急性中毒可以使人致死，在人体中积累的慢性汞中毒，可以对人体造成不可恢复的疾病，直至死亡。而且水生物对汞有很强的富集作用，这是对人类产生的又一个危害。.

基于水生生物对汞有极强的富集作用，而且在水环境中不易降解，故《地表水环境质量标准》中 I、II类都定为 0.00005 mg/L，III类定为 0.0001 mg/L，IV、V 类定为 0.001 mg/L。

结合青海湖 2011 年～2023 年期间汞的监测数据，青海湖水环境汞的参考值与《地表水环境质量标准》III类水保持一致，设置为 0.0001 mg/L。

1.17 镉

镉在标准中作为保障人体健康和保护水生生物的毒理学指标（其中对生物的富集作用进行了适当的考虑）。镉在自然界中多以硫镉矿的形式存在，并常与锌、铅、铜、锰等矿共存，所以在这些金属精炼过程中都可排出大量的镉。镉对人体、水生生物均有很大的毒性。对人体慢性中毒导致发生“骨痛病”。因此，镉在水环境中也是对人体健康威胁很大的一种有毒物质。

镉对水生生物的毒性作用受硬度的影响很大，但鉴于我国目前的情况，还无法对“硬水”和“软水”环境分别制定标准。为了防止镉在人体内、鱼体中、作物中的累积，应严加控制。为此，《地表水环境质量标准》中 I 类定为 0.001 mg/L，II～IV 类水域定为 0.005 mg/L，V 类水域定为 0.01 mg/L。

1.18 铬（六价）

六价铬在标准中定为保证人体健康和保护水生生物的毒理学指标。铬广泛存在于自然环境中，地壳中含铬量平均为 100 mg/kg。岩石中的铬，由于风化、地震、火山爆发、风暴、生物转化等自然现象，使铬由岩石圈进入土壤、大气、水及

生物体内。铬的化合物有二价（如氧化亚铬 CrO）三价（如三氧化二铬 Cr_2O_3）和六价（如铬酸酐 CrO_3、铬酸钾 $K_2Cr_2O_4$ 和重铬酸钾 $K_2Cr_2O_7$）等三种。六价铬化合物及其盐类都能溶于水，其毒性大于三价铬，有害程度比三价铬大 100 倍。三价铬在水中不稳定，易形成氢氧化铬沉淀。二价铬和金属铬毒性很小，而且六价铬已是目前所公认的致癌物。所以，大都以控制六价铬污染为主。

六价铬是致癌物，它对水生生物有较大的毒性影响，应严格控制。因此，《地表水环境质量标准》中 I 类水域采用美国环保局 1999 年推荐的保护水生生物慢性基准，定为 0.01 mg/L; II ~ IV以类水域采用保护人体健康基准定为 0.05 mg/L; V 类水域参考国内外标准定为 0.1 mg/L。

1.19 铅

铅在标准中定为保证人体健康和保护水生生物的毒理学指标。铅在自然界主要以硫化铅（方铅矿）的形式存在，其他常见的天然铅有碳酸铅（白铅矿）、硫酸铅（硫酸铅矿）及氯磷酸铅（磷氯铅矿）。绝大多数铅盐是不易溶解的。铅还可与硫氢基、羟基、胺基配位相互反应生成稳定的络合物。水中除了天然存在的铅以外，铅还可通过沉淀、粉尘飘落、土壤被水冲刷和渗透、城市污水和冶金等工业废水的排放等途径污染水环境。铅在水中的毒性受 pH 值、硬度、有机质及其他金属含量的影响，铅对人体可以产生急性和慢性毒性，

对水生生物也有较大的毒性，是水环境中对人类威胁很大的有毒物质之一。

铅在水体中的毒性受 pH 值、硬度等其他因素的影响，特别是对鱼类较为敏感（尤其是珍贵鱼类），所以，I、II类水域定为 0.01 mg/L（为分析方法的最低检出限）；考虑到铅在水体中难降解，应严格控制，所以III ~ IV类水域均定为 0.05 mg/L;V 类水域稍有放宽定为 0.1 mg/L。

结合青海湖 2011 年 ~ 2023 年期间铜的监测数据，建议设置青海湖水环境铅的参考值为 0.05mg/L。

1.20 氰化物

氰化物在标准中定为保证人体健康和保护水生生物的毒理学指标。以水中游离氰化物计。

氰化是含有-CN 基的一类化合物的总称，包括简单氰化、氰络合物和有机氰化物（腈）三种。简单氰化物：最常见的是氰化氢、氰化钠和氰化钾，易溶于水，在体内极易解离出游离氰基，对人有剧毒。

氰络合物：很多金属均可与氧形成氰络合离子化合物。由于氰络合离子的解离度小，不易形成游离氰根，故其毒性较简单标化物低。

有机氰（腈）：目前常见的环境污染物有丙烯腈、乙腈、丁腈等。一般有特殊臭味，可溶于水。当与酸、碱共沸时，可被水解生成相应的羟酸和氨。丙烯腈溶液中若加入溴等卤

化剂，经紫外线照射一定时间后，几乎全部转化为游离卤基。

天然水体一般不含有氰化物，如果发现有氰化物存在，很可能是受到含氰工业废水的污染。

鉴于水生生物（特别是鲑鳟亚目鱼类对氰化物较为敏感），所以《地表水环境质量标准》中 I 类水域定为 0.005 mg/L；II 类水域中集中式生活饮用水水源因离取水点较近定为 0.05 mg/L，III类水域中饮用水水源离取水点较远，氰化物在水中可以降解一部分，根据保护人体健康基准，可定为 0.2 mg/L；IV、V 类水域也定为 0.2 mg/L，是根据大多数鱼类的急性毒性基准 0.2 mg/L。

1.21 挥发酚

在标准中挥发酚被定为感官指标（嗅、味及防止鱼肉沾染）。以苯酚计。水中酚类化合物主要来自煤、木材的蒸馏，炼油厂、化工厂和其他的有机废物，农药的水解、化学氧化和生物降解，也有些酚来自天然源和天然物质。酚类的种类繁多，而且酚的许多衍生物的嗅、味阈值浓度很低，所以一旦鱼类等食品被沾染后易被人们察觉和厌弃。苯酚只有一个羟基，是最典型的酚，它的毒性最大，而且苯酚的特性是酚类化合物所共有的，所以常被作为一种模式化合物。

挥发酚类虽然对人体和水生生物有毒性影响，但其毒性浓度的阈限值比其味阈限值要高得多。为防止水体产生不良的嗅、味及鱼肉沾染异味，《地表水环境质量标准》中 I 类、

II 类定为 0.002 mg/L（为标准方法最低检出限），III ~ V 类水域考虑到酚类在水中能降解一部分，应充分利用水体的自净能力。所以，III类定为 0.005 mg/L，IV 类定为 0.01 mg/L，V 类定为 0.1 mg/L。

1.22 石油类

石油类在标准中定为保护水生生物的毒理学指标及人体感官指标。以水中可被四氯化碳提取的而不被硅酸镁吸附，并在一定的红外波长下有特征吸收的石油类计。石油类主要包括烷烃、环烷烃、芳香烃以及不饱和烃和少量硫、氧、氮化合物所组成的一种复杂的混合物。通过石油生产的石油产品有各种溶剂、燃料油、一些化工产品等。本标准中所指的石油类是以四氯化碳为萃取剂可能被提取而不被硅酸镁吸附的，而且在一定红外波长下有特征吸收的石油类。

根据文献资料看，水生生物对石油的要求是比较严的，所以《地表水环境质量标准》中 I ~ III类定为 0.05 mg/L，IV 类参考一些石油产品对人体的感觉阈定为 0.5 mg/L，V 类定为 1.0 mg/L。

1.23 阴离子表面活性剂

阴离子表面活性剂为标准中的感官性指标（防止水面产生泡沫），以能与亚甲兰反应的直链烷基苯磺酸计。目前合成的表面活性剂已达几百种，按它们在水溶液中的电离作用

可分为三大类，阴离子表面活性剂、阳离子表面活性剂和非离子表面活性剂。其中阴离子表面活性剂应用最广，而且在污水处理时最难破坏、难降解，所以标准中选择此种表面活性剂为控制指标。

目前表面活性剂对水体的污染在国际上已引起了高度重视，有些国家已限制表面活性剂的使用量或生产无磷洗涤剂。在我国，表面活性剂已开始对水体构成危害，随着洗涤剂的大量生产，人们越来越普遍地使用，这个间题将日趋严重，应尽早控制。《地表水环境质量标准》中 I、II、III类定为 0.2 mg/L，IV、V 定为 0.3 mg/L（低于起泡浓度）。

1.24 硫化物

硫化物在标准中是保护鱼类和其他水生生物的项目。以水中硫化物（S^{2-}）计硫化物是制革、造纸、化工、煤气等工业废水及生活污水的成分。当溶解性硫化物进入水体后，它们与氢离子反应生成 HS^-或 H_2S，其比例随 pH 值而变化。硫化物的毒性主要来自 H_2S，而不是氢硫化物（HS^-）或硫化物（S^{2-}）离子。从生物学的角度看，硫化氢是一种活性化合物，主要以有机硫化物和无机硫酸盐的厌氧分解产物形式而存在。

根据硫化物的毒性，参考国内外有关标准和分析方法检出限（0.005 mg/L）的限制，《地表水环境质量标准》中硫化物 I 类 0.05 mg/L，II 类 0.1 mg/L，III类 0.2 mg/L，IV 类 0.5 mg/L，V 类 1.0 mg/L。

1.25 粪大肠菌群（个/L）

粪大肠菌群在标准中定为保证人体健康的卫生指标。以每升水中所含的粪大肠菌群数目计。粪大肠菌群是总大肠菌群的一部分，它可在 44.5 ℃下生长并使乳糖发酵，产生酸和气体。用粪大肠菌群作卫生指标已被证明比用总大肠菌群更有意义，因为粪大肠菌群仅限于温血动物的肠道中，而总大肠菌群在某些水质条件下能在水中自行繁殖，不能真实地代表水体受粪便污染的程度。

为了有效控制生活污水对地表水水源地水质的影响，本次修定参考上述资料，考虑经处理后的饮用水的水质要求，将地表水水域粪大肠菌群数 I 类水域定为 200 个/L，II 类定为 2000 个/L，III类定为 10000 个/L，IV、V 类分别定为 20000 个/L 和 40000 个/L

1.26 硫酸盐（只监测，进行趋势分析）

硫酸盐在标准中作为人体卫生指标规定的。以水中硫酸根计。天然水中几乎都发现有硫酸盐存在，其浓度范围由十分之几 mg/L 直至数千 mg/L。水中硫酸盐的来源是蒸发沉积物，存在于火成岩或沉积岩中的金属硫化物和黄铁矿在风化过程中被氧化成硫酸盐。某些硫酸盐是在有机物质腐烂氧化期间生成的。另外降雨中特别是城市地区气团的降雨，也是水中硫酸盐的来源之一，有时浓度可超过 10 mg/L。

1.26.1 对人体健康的影响

硫酸盐对健康的主要影响是它的轻泻作用，Na_2SO_4和$MgSO_4$的轻泻浓度分别为 300 mg/、390 mg/L。在前苏联土库曼西部，饮用水中硫酸盐高达 1295 mg/L，但未观察到有急性中毒作用。

水中硫酸盐的味觉阈值介于 300 mg/L 和 400 mg/L 之间。美国环保局 1976 年推荐生活供水（保障使用）基准为：250 mg/L。

硫酸盐对人体无急性毒性作用，为防止轻泻及保障生活饮用水的使用，大多数国家都定为 250 mg/L。

1.26.2 国内外相关标准

（1）饮用水水源的地表水标准

美国、英国：250 mg/L;

欧洲经济共同体：指导值 150 mg/L，管理值 250 mg/L;

加拿大：500 mg/L。

（2）地表水水质标准

美国华盛顿州：目标值 15 mg/L，标准值 30 mg/L;

前苏联：最大允许浓度 500 mg/L。

（3）饮用水卫生标准

世界卫生组织：理想标准 200 mg/L，最高浓度 400 mg/L;

美国公共卫生协会：推荐指标 250 mg/L;

美国加利福尼亚州：推荐指标 250 mg/L，较高指标 500

mg/L，短期指标 600 mg/L;

欧洲经济共同体：指导标准 25 mg/L，最大允许浓度 250 mg/L;

法国：250 mg/L。

（4）我国标准

饮用水卫生标准：250 mg/L。

1.26.3　标准值的确定

由于天然水中硫酸盐含量不同，普通的水处理方法不能将硫酸盐从水中除去，必须采用离子交换、反渗透或电渗析等脱盐技术。考虑到目前我国给水处理技术现状，另外，若硫酸盐浓度太高，势必对水的含盐量有一定影响，本标准中不设参考值。

1.27　氯化物

氯化物在标准中作为一项感官（味觉）指标。以水中 Cl^- 总量计。氯化物主要指 NaCl、$MgCl_2$、$CaCl_2$ 等一些溶解性大的氯化合物。在水中以氯离子形式存在，氯离子是天然水中主要的化学组成之一。另外，氯化物的主要污染源来自皮革、耐火砖等一些工业废水的排放。

1.27.1　对人体感官的影响

氯离子在水中具有较低的味觉阈限值，因而引起人们的注意。对 53 个成年人进行品味调查，调查结果表明，61 mg/L

的 NaCl 含量是检测区别于蒸馏水中浓度的适中水平。在 395 mg/L 的氯化物浓度下，咸味可辨，虽然其变化范围为（120～1215）mg/L。

根据氯离子所结合的阳离子不同，在调制咖啡时，氯化物的阈限浓度为 210 mg/L。

美国 1976 年生活供水（保障使用）基准：250 mg/L。

1.27.2　国内外相关标准

（1）国外标准

1）饮用水水源的地表水标准

欧洲经济共同体、英国：200 mg/L;

前西德：250 mg/L;

美国环保局推荐最高值：250 mg/L;

加拿大：250 mg/L。

2）饮用水水质标准

美国、法国、荷兰、南斯拉夫、墨西哥、印尼：250 mg/L;

日本：200 mg/L;

西德：20 mg/L;

捷克：50 mg/L;

瑞典：300 mg/L;

前苏联：350 mg/L;

欧洲经济共同体：指导标准 5 mg/L，最大允许浓度 200 mg/L;

世界卫生组织：理想标准 200 mg/L，最高浓度 600 mg/L。

（2）我国标准

饮用水卫生标准：250 mg/L。

2 有机物参考值制定依据

2.1 10 种卤代烃

这十种卤代烃指三氯甲烷、四氯化碳、三溴甲烷、二氯甲烷、1，2-二氯乙烷、氯乙烯、1，1-二氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯、六氯丁二烯。

这几种化合物属挥发性卤代烃，其发生源基本相同，主要来自化工、制药、塑料、试剂等工业废水的排放。这几种物质具有很强的致癌、致畸、致突变作用，是我国水中优先控制的污染物，对人体健康和生态环境具有不可逆的危害，且在环境中多不易降解，在人体和生物体中积累性强，潜在危害很大。此类物质属国际性污染物，污染面十分广大，必须严格加以管理。

2.1.1 对生物的影响

（1）三氯甲烷对生物的影响

有虹鳟、兰鳃鱼和大口黑鲈的急性毒性数据，其中，虹鳟和兰鳃鱼是最敏感的，虹鳟 12 h、24 h、48 h、96 h LC50 值分别为 30.8 mg/L、23.1 mg/L、20.7 mg/L 和 18.2 mg/L，兰鳃鱼分别为 21.6 mg/L、20.6 mg/L、19.1 mg/L 和 18.2 mg/L。雨蛙胚胎期对三氯甲烷特别敏感，在一短期的慢性试验中，7

d LC50 值为 270 mg/L，畸形发生的 7 d EC50 值为 18 mg/L。可得到的三氯甲烷对无脊椎动物的毒性的唯一资料是大型溞和斑贻贝。大型溞是最敏感的无脊椎动物物种，48 h 暴露 LC50 值为 29 mg/L。

（2）四氯化碳

四氯化碳对虹鳟幼鱼的急性毒性 27 d LC50 值为 1970 mg/L，对黑头软口鲦幼鱼 9 d LC50 值为 4 000 μg/L。牛蛙幼体期对四氯化碳是最敏感的，在一短期慢性研究中，8 d LC50 值为 900 mg/L，畸形发生 8 d EC50 值为 133 μg /L。

（3）二氯甲烷

二氯甲烷为低毒性物质，水中嗅阈为 9.1 mg/L。小鼠及大鼠 LD50 为 2 000 mg/kg （体重）。大鼠口服 52 mg/kg 二氯甲烷 104 周，即可引肝脏组织学改变，未观察到其他与受试有关的效应（即存活、器官重量、肌肉病理变化）。肝脏最大无作用剂量为 6 mg/（kg·d），将大鼠最大无作用剂量 6 mg/（kg·d）除以 1000 的安全系数（100 是考虑种间和种内差异，10 是考虑其致癌潜在性），则得出人的 TDI 为 0.006 mg/kg。

（4）1，2-二氯乙烷

1，2-二氯乙烷为无色透明液体，具有类似氯仿的气味和甜味，在水中的嗅阈为 7 mg/L，大鼠经口 LD50 为 670 mg/kg; 小鼠为 489 mg/kg; 兔为 860 mg/kg。小鼠口服 49 mg/kg 的 1，2-二氯乙烷，可致淋巴细胞数目减少及细胞介导的免疫功能

受抑制。大鼠经食物摄入 80 mg/kg 的 1，2-二氯乙烷（5～7）周，可引起肝脏变化，使肝脏甘油三酯增加，脂肪蓄积增加 15%，大鼠口服 47mg/（kg·d）或 95 mg/（kg·d）的 1，2-二氯乙烷可致癌，雄性小鼠口服 97 mg/（kg·d）或 95 mg/（kg·d）的 1，2-二氯乙烷，可导致前胃鳞状细胞癌和循环系统血管瘤显著增加，雌性小鼠口服 149 mg/（kg·d）和 299 mg/（kg·d）的 1，2-二氯乙烷均可引起乳腺腺瘤增加。

（5）氯乙烯

氯乙烯急性毒性低，小鼠及兔的 2 h LC50 为 259 g/m^3，豚鼠的 LC50 为 595 g/m^3。雄 性大鼠经口摄入 300 mg/kg 体重氯乙烯 13 周，可致肾上腺重量显著增加，并可使其肝细 胞内质网肿胀。大鼠经口摄入 14.1 mg/kg 的氯乙烯，即可使凝血时间显著降低，血清甲 胎蛋白稍升高，并可导致肝脏肿大，脾脏造血功能活跃，肝脏与体重之比增高。吸入氯乙 烯对大鼠、小鼠或兔均无致畸作用，但有实验证明有胚胎毒性。麻乙烯可诱发人体外周淋 巴细胞姐妹染色单体交换，可导致中国仓鼠细胞突变，大鼠肝细胞 DNA 非程序合成以及 细胞转化。氯乙烯可致啮齿类动物体外细胞染色体畸变，诱发姐妹染色单体交换及微核。 已有充分的证据证明，氯乙烯对动物有致癌性。大鼠摄入 1.7 mg/kg 氯乙烯即可出现肝细胞癌和肝血管肉瘤。氯乙烯能诱发人肝血管肉瘤已为人们所公认，氯乙烯暴露与肝血管肉瘤间的因果联系已得到充分证实，

IARC 将氯乙烯归为 1 组。

根据动物经口暴露致癌试验应用多阶线性模型，人终身暴露发生肝血管肉瘤癌的致癌 风险度在 10-5 的暴露水平为 0.02 mg/d，假设其他器官发生肿瘤数等于肝脏发生肿瘤数，对其他癌症进行校正，采用肝血管肉瘤风险度为 ICT，时的终身暴露水平，计算出水中氯乙烯最大容许浓度为 0.005 mg/L。故水源水中氯乙烯最高容许浓度为 0.005 mg/L。

（6）三氯乙烯

鱼类急性毒性研究报导的 96 h LC50 浓度从旗鱼仔鱼的 28.2 mg/L 到 一龄兰鲤鱼的 45.0 mg/L。黑头软口鲦 96 h LC50（影响包括平衡、失去知觉、鳃胀、黑色素过多）为 21.9 mg/L。虹鳟在 24 h 暴露于 5.0 mg/L 三氯乙烯的流水式试验中呼吸速率明显增加。

对三氯乙烯最敏感的水生无脊椎动物是大型溞，48 h EC50 值（不能活动）为 76 mg/L。

慢性毒性资料表明最敏感的淡水生物是溪鳟，在流水式试验中暴露于 0.21 mg/L 三氯乙烯 120 d 后，仔鱼体重下降 5%。

在一天然池塘生物群落的现场试验中，Lay 等（1984）发现在三氯乙烯浓度 25.0 mg/L，在 43 d 观察期结束时，溞类丰度及浮游生物物种数、丰度明显下降。群落结构的这些变化是在 2.7 d 后三氯乙烯消失 50%和 15 d 后消失 98%的情况下发生的。这一研究表明，三氯乙烯的偶然溢出后对水生群

落的长期影响的可能性是存在的。

（7）四氯乙烯

四氯乙烯的辛醇水分配系数（2.50 ~ 3.40）说明它不具有很高的生物富集可能，经测定虹鳟肌肉、兰鳞鲤太阳鱼仔鱼和黑头软口鲦幼鱼的生物富集系数分别是 39.6、49.0 和 61.5。

黑头软口鲦 96 h LC50 平均值范围为（13.4 ~ 23.8）mg/L。旗鱼仔鱼毒性试验得出的 LC50 值为 8.4 mg/L。

在慢性毒性研究中，大型溞对四氯乙烯是最敏感的，在 20 ℃半静态试验条件下暴露 28 d，生长和繁殖分别下降 7.6% 和 62%，此时的最小可见影响浓度（LOEC）为 1.11 mg/L，对生长和繁殖的无可见影响浓度（NOEC）为 0.51 mg/L。

黑头软口鲦胚胎幼鱼 32 d 最大可接受毒物浓度（MATC）为（0.5 ~ 1.4） mg/L。

2.1.2　环境水质基准

挥发性卤代烃的环境水质基准见表 4。

表 4　挥发性卤代烃环境水质基准　　单位：μg/L

挥发性卤代烃	美国保护淡水水生生物基准		美国保护人体健康基准	日本保护人体健康基准
	急性毒性	慢性毒性		
三氯甲烷	28900	1240	5.7	60
四氯化碳	35200	—	0.25	2
三溴甲烷	—	—	4.3	90
二氯甲烷	—	—	4.7	—
1，2-二氯乙烷	118000	20000	0.38	—

挥发性卤代烃	美国保护淡水水生生物基准		美国保护人体健康基准	日本保护人体健康基准
氯乙烯	—	—	2.0	—
1，1-二氯乙烯	—	—	0.057	—
三氯乙烯	45000	21900	2.7	30
四氯乙烯	5280	840	0.8	10
六氯丁二烯	90	9.3	0.44	—

2.1.3 国内外相关标准

表 5 国内外相关标准值

目标物质	标准值类型	国内外标准值
三氯甲烷	饮用水标准	美国：100 μg/L； 美国亚利桑那州：0.49 μg/L； 美国明尼苏达州：57 μg/L； 美国伊利诺斯州：1 μg/L； 美国马萨诸塞州：5 μg/L； 美国罗得岛牌/L；6 μg/L； 美国弗蒙特州：6 μg/L； 中国：0.06 mg/L。
四氯化碳	饮用水标准	美国：5 μg/L； 美国亚拉巴马州、亚利桑那州、康涅狄格州、堪萨斯州、马萨诸塞州、明尼苏达州、罗 得岛、弗蒙特州：5 μg/L； 美国加利福尼亚州：0.5 μg/L； 美国佛罗里达州：3 μg/L； 美国缅因州：2.7 μg/L； 美国新泽西州：2 μg/L； 加拿大：5 μg/L； 世界卫生组织：2 μg/L； 中国：0.002 mg/L。

目标物质	标准值类型	国内外标准值
	地表水水质标准	前苏联：0.3 mg/L。
三溴甲烷	饮用水标准	美国 100 μg/L； 美国亚利桑那州：0.19 μg/L； 美国伊利诺斯州：1μg/L； 美国马里兰州：40 μg/L； 美国明尼苏达州：140 μg/L； 美国罗得岛门：100 μg/L； 中国：0.1 mg/L。
二氯甲烷	饮用水标准	美国亚利桑那州：4.7 μg/L； 美国新泽西州：2 μg/L； 世界卫生组织：20 μg/L。
1，2-二氯乙烷	饮用水标准	美国：5 μg/L； 美国亚拉巴马州：5 μg/L； 美国亚利桑那州：5 μg/L； 美国加利福尼亚州：0.5 μg/L； 美国佛罗里达州：3 μg/L； 美国马萨诸塞州：5 μg/L； 美国明尼苏达州：5 μg/L； 美国新泽西州：2 μg/L； 美国罗得岛州：5 μg/L； 美国弗蒙特州：5 μg/L； 加拿大：5 μg/L； 世界卫生组织：5 μg/L； 中国：0.03 mg/L。
氯乙烯	饮用水标准	美国：2 μg/L； 美国亚拉巴马州：2 μg/L； 美国加利福尼亚州：0.5 μg/L； 美国佛罗里达州：1 μg/L； 美国马萨诸塞州：2 μg/L；

目标物质	标准值类型	国内外标准值
		美国新泽西州：2μg/L； 美国罗得岛州：2 μg/L； 美国弗蒙特州：2 μg/L； 世界卫生组织：5 μg /L； 中国 0.05 mg/L。
1，1-二氯乙烯	饮用水标准	美国：7 μg/L； 美国亚拉巴马州：7 μg/L； 美国亚利桑那州：7 μg/L； 美国加利福尼亚州：6 μg/L； 美国马萨诸塞州：7 μg/L； 美国新泽西州：2 μg/L； 世界卫生组织：30 μg/L； 中国 0.3 mg/L。
三氯乙烯	饮用水标准	美国：5 μg/L； 美国亚拉巴马州、亚利桑那州、加利福尼亚州、康涅狄格州、马萨诸塞州、缅因州、罗 得岛、弗蒙特州：5 μg/L； 美国佛罗里达州：3μg/L； 美国明尼苏达州：31 μg/L； 美国新罕布什尔州：2.8 μg/L； 美国新泽西州：1 μg/L； 世界卫生组织：70 μg/L； 前苏联：0.15 mg/L； 中国：0.07 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：0.5 mg/L。
四氯乙烯	饮用水标准	美国：5 μg/L； 美国加利福尼亚州、康涅狄格州、马萨诸塞州、威斯康辛州：5 μg/L， 美国亚利桑那州：0.67 μg/L；

目标物质	标准值类型	国内外标准值
		美国佛罗里达州、缅因州：3 μg/L； 美国堪萨斯州、弗蒙特州：7 μg/L； 美国明尼苏达州：6.6 μg/L； 美国罗得岛：0.7 μg/L； 世界卫生组织：40 μg/L； 中国：0.04 mg/L。
六氯丁二烯	饮用水标准	美国：1 μg/L； 世界卫生组织：0.6 μg/L； 中国：0.0006 mg/L。

2.1.4 标准值的确定

参照基准和国内外标推，并结合化合物的挥发性和水溶性，确定这些指标的标准值：三氯甲烷 0.06 mg/L，四氯化碳 0.002 mg/L，三溴甲烷 0.1 mg/L，二氯甲烷 0.02 mg/L，1，2 二氯乙烷 0.03 mg/L，氯乙烯 0.005 mg/L，l，l-二氯乙烯 0.03 mg/L，三氯乙烯 0.07.mg/L，四氯乙烯 0.04 mg/L，六氯丁二烯 0.000 6 mg/L。

2.2 苯系物

苯系物指苯、甲苯、乙苯、二甲苯。其中二甲苯包括对-二甲苯、间-二甲苯、邻-二甲苯。这四种化合物是我国水中优先控制的污染物，其中，苯是公认的致癌物，其他三种苯系物也都具有不同程度的三致作用，对人体健康和水生生物有一定的危害。

2.2.1 对水生生物的影响

（1）苯

研究了苯对代表 4 个科的 6 种鱼类的急性毒性，96 h LC50 值范围在虹鳟毒性值的 5.3 mg/L 以上（美国环保局，1980）。

鱼类好像比无脊椎动物和植物更为敏感。溞类的急性毒性浓度分别为 380 mg/L 和 300 mg/L（美国环保局，1980）。苯浓度为 525 mg/L 时，小球藻（*Chlorella bulgaris*）的细胞数下降。

（2）甲苯

甲苯引起鱼类急性中毒的浓度从溪鳟的 5.46 mg/L 到美洲鲻的 240.0 mg/L。甲苯浓度为 6.0 mg/L 时，观察到对黑头软口鲦胚胎幼鱼期的亚慢性毒性影响。甲苯对溪鳟仔鱼生长的亚致死影响阈值浓度范围为（0.4 ~ 5.8） μg/L。

甲苯对水生无脊椎动物的慢性毒性可能在低于 4.3 mg/L 浓度下发生。

加拿大安大略环境部（1977）发现甲苯在鱼肉中的富集倍数可达（50 ~ 6 000）倍。小球藻可富集 380 倍。

甲苯可能对鱼肉产生讨厌的味道，但目前没有确定引起变味的水中浓度阈值。

（3）乙苯

美国环保局（1980）总结了乙苯对 4 种鱼类和一种溞类

的毒性，最敏感的物种是虹鳟，其急性毒性在 14.0 mg/L 浓度下发生。在 440 mg/L 浓度下，未观察到对黑头软口鲦有不利影响。

2.2.2 环境水质基准

苯系物的环境水质基准见表 6。

表 6 苯系物的环境水质基准 单位：μg /L

苯系物	美国保护淡水水生生物基准		美国保护人体健康基准	日本保护人体健康基准
	急性毒性	慢性毒性		
苯	5300	—	1.2	10
甲苯	17500	—	6800	—
乙苯	32000	—	3100	—

2.2.3 国内外标准

表 7 国内外标准

目标物质	标准值类型	国内外标准值
苯	饮用水水质标准	美国、加拿大：5 μg /L； 美国亚拉巴马州、亚利桑那州、马萨诸塞州、缅因州、明尼苏达州、罗得岛、弗蒙特州：5 μg /L； 前苏联：0.5 mg/L； 世界卫生组织：10 μg /L； 中国：0.01 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：0.5 mg/L。
	渔业用水水质标准	前苏联 5 mg/L。

目标物质	标准值类型	国内外标准值
	农田灌溉水质标准	中国：2.5 mg/L。
甲苯	饮用水水质标准	美国：1.0 mg/L； 美国亚利桑那州、堪萨斯州、马萨诸塞州、新罕布什尔州：2.0 mg/L； 美国加利福尼亚州：0.1 mg/L； 美国康涅狄格州：1.0 mg/L； 美国明尼苏达州、弗蒙特州：2.42 mg/L； 美国威斯康辛州：0.343 mg/L； 前苏联：0.5 mg/L； 日本：0.6 mg/L； 中国：7 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：0.5 mg/L。
	渔业用水水质标准	前苏联：0.5 mg/L。
乙苯	饮用水水质标准	美国：680 μg/L； 美国亚利桑那州、加利福尼亚州、堪萨斯州、明尼苏达州、罗得岛、弗蒙特州：680 μg/L； 美国马萨诸塞州、缅因州、新罕布什尔州：700 μg/L； 美国伊利诺斯州：1 μg/L； 美国威斯康辛州：1360 μg/L； 前苏联：10 μg/L； 中国：0.3 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：10 μg/L。
	渔业用水水质标准	前苏联：11 μg/L。
二甲苯	饮用水水质标准	美国：400 μg/L； 美国亚利桑那州、堪萨斯州：440 μg/L； 美国马萨诸塞州：1000 μg/L；

目标物质	标准值类型	国内外标准值
		美国缅因州、明尼苏达州、罗得岛、弗蒙特州：400 μg/L； 美国新罕布什尔州：10 000 μg/L； 美国新泽西州：44 μg/L； 美国威斯康辛州：620 μg/L； 加拿大：300 μg/L； 前苏联：50 μg/L； 日本：0.4 mg/L。 世界卫生组织：0.5 mg/L； 中国：0.5 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：50 μg/L。
	渔业用水水质标准	前苏联：50 μg/L。

2.2.4　标准值的确定

根据国内外标准与基准及化合物的化学性质，本标准中这 4 种苯系物的标准值确定如下: 苯 0.01 mg/L, 甲苯 0.7 mg/L，乙苯 0.3 mg/L，总二甲苯 0.5 mg/L。

2.3　4 种氯代苯类

这 4 种氯代苯类指氯苯、1，2-二氯苯、1，4-二氯苯和六氯苯。这 4 种氯代苯类属有机氯污染物，有机氯污染物是目前各国最为关注的污染物，如美国 129 种水中优先控制污染物中，有机氯类污染物就占 61 种，这是因为这些污染物一般都具有三致毒性作用（其中六氯苯有致癌毒性），对人体健康危害大，而且在环境中多数难降解，对生态环境也有一定

的影响，这 4 种氯代苯类也是我国水中优先控制的污染物。

2.3.1　对水生生物的影响

氯代苯类的浓度对鱼类和无脊椎动物的毒性之间有一定的直接关系。氯苯是毒性最

小的氯代苯类，急性毒性 96 h LC50 值在 4.7 mg/L 以上。二氯苯的急性毒性 96 h LC50 值范围在 1.58 mg/L 以上（美国环保局，1980）。

引起慢性毒性的最低浓度是在流水试验中得到的虹鳟胚胎至幼鱼期为 110 mg/L。3 种二氯苯对黑头软口鲦的慢性毒性浓度为 763 ~ 2 000 mg/L。

生物富集系数与氯在苯环上的取代程度有关。对淡水水生生物富集系数的测定结果显示，二氯苯为 72 倍，六氯苯为 22 000 倍（美国环保局，1980）。

2.3.2　环境水质基准

氯代苯类的环境水质基准见表 8。

表 8　氯代苯的环境水质基准（美国）　单位：μg/L

氯代苯类化合物	保护淡水水生生物基准		保护人体健康基准
	急性毒性	慢性毒性	
氯苯	—	—	680
1,2-二氯苯	—	—	400
1,4-二氯苯	—	—	2 700
六氯苯	6.0	3.68	0.000 75
氯代苯类	250	50	488

2.3.3 国内外标准

表 9 国内外氯代苯相关标准

目标物质	标准值类型	国内外标准值
氯苯	饮用水水质标准	美国：300 μg /L； 美国亚利桑那州、堪萨斯州：60 μg /L； 美国加利福尼亚州：30 μg /L； 美国马萨诸塞州、新罕布什尔州、罗得岛、弗蒙特州：100 μg/L；美国缅因州：47 μg/L； 美国明尼苏达州：300 μg /L； 美国新泽西州：2 μg /L； 美国威斯康辛州：600 μg /L； 前苏联：20 μg/L； 中国：0.3 mg/L。
1，2-二氯苯	饮用水水质标准	美国：620 μg/L； 美国亚利桑那州、堪萨斯州、明尼苏达州、弗蒙特州：620 μg/L；美国加利福尼亚州：130 μg/L； 马萨诸塞州、新罕布什尔州、新泽西州、罗得岛：600 μg/L； 美国缅因州：85 μg/L； 美国威斯康辛州：1 250 μg/L； 加拿大：200 μg/L； 前苏联：2 μg/L； 中国：1.0 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：2 μg/L。
1，4-二氯苯	饮用水水质标准	美国：75 μg/L； 美国亚拉巴马州、亚利桑那州、康涅狄格州、明尼苏达州、罗得岛、弗蒙特州、威斯康辛 州：75 μg/L； 美国加利福尼亚州和马萨诸塞州、加拿大：5 μg/L； 美国缅因州：27 μg/L；

目标物质	标准值类型	国内外标准值
		前苏联：2 μg/L； 中国：0.3 μg/L。
	地表水水质标准	前苏联：2 μg/L。
六氯苯	饮用水水质标准	美国亚利桑那州、罗得岛、弗蒙特州：0.02 μg/L； 美国堪萨斯州、缅因州、明尼苏达州：0.2 μg/L； 美国新罕布什尔州：0.021 μg/L； 前苏联：50 μg/L； 世界卫生组织：0.01 μg/L； 中国：0.05 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：50 μg/L。

2.3.4 标准值的确定

根据基准和国内外标准，并参考化合物的性质，确定标准值，氯苯为 0.3 mg/L，1，2-二氯苯为 1.0 mg/L，1，4-二氯苯为 0.3 mg/L，六氯苯为 0.05 mg/L。

2.4 2 种硝基苯类

这 2 种硝基苯类指硝基苯和 2，4-二硝基甲苯。我国水中常见的硝基苯类化合物有硝基苯、对硝基甲苯、2，4-二硝基甲苯、三硝基甲苯、对硝基氯苯、2，4-二硝基氯苯，这些化合物主要存在于染料、炸药和制革等工业废水中，排入水体后，不仅影响水体的感官性状，而且对人体健康和生态环境产生毒性作用，其中 2，4-二硝基甲苯有致癌毒性。

2.4.1　对水生生物的影响

（1）硝基苯

在急性毒性试验中，硝基苯对大型溞、兰鳃鱼和黑头软口鲦的 96 h LC50 值分别为 27.0 mg/L、43.0 mg/L、117.0 mg/L。对月芽藻的 96 h EC50 值为（42.8 ~ 44.1） mg/L（美国环保局，1978）。

在胚胎幼鱼试验中，对黑头软口鲦无可见影响时的硝基苯浓度可高达 32.0 mg/L，但将虹鳟胚胎暴露 23 d，测得的 LC50 值为 2 μg/L。

（2）2，4-二硝基甲苯

2，4-二硝基甲苯对鱼类和无脊椎动物的急性毒性浓度为（31 000 ~ 310 000） μg/L（美国环保局，1980）。

2.4.2　环境水质基准

这两种硝基苯类的环境水质基准见表 10。

表 10　硝基苯类环境水质基准（美国）　单位：μg/L

硝基苯类化合物	保护淡水水生生物基准		保护人体健康基准
	急性毒性	慢性毒性	
硝基苯	27 000	—	17
2，4-二硝基甲苯	330	230	0.11

2.4.3　国内外标准

表 11　国内外硝基苯类相关标准

目标物质	标准值类型	国内外标准值
硝基苯	饮用水水质标准	美国亚利桑那州：3.5 μg/L； 美国堪萨斯州：5 μg/L；

		美国缅因州：1.4 μg/L； 前苏联：0.2 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：2 mg/L。
2，4-二硝基甲苯	饮用水水质标准	美国堪萨斯州、明尼苏达州：1.1 μg/L； 美国新罕布什尔州：0.11 μg/L。

2.4.4　标准值的确定

确定硝基苯类的标准值，主要依据美国保护人体健康基准值，硝基苯定为 0.017 mg/L，2，4-二硝基甲苯由于受分析方法检出下限的限制，其标准值定为 0.0003 mg/L。

2.5　氯酚类

氯酚类指 2，4-二氯苯酚、2，4，6-二氯苯酚、五氯酚。这三种氯酚类化合物是我国水中优先控制的污染物，氯酚类化合物具有三致作用（其中 2，4，6-三氯苯酚为致癌物），在水环境中具有量大分布面广的特点。

2.5.1　对水生生物的影响

氯代酚类损害鱼类可食部分的味道时的浓度低于它们对水生生物有毒性时的浓度。经测定，不损害虹鳟可食部分味道时的水中最高浓度，2，4-二氯苯酚为 1 μg/L，2，4，6-三氯苯酚为 52 μg/L。当 2，4-二氯苯酚浓度超过 0.4 μg/L 时，大口黑鲈的味道受到损害。氯代酚类对黑头软口鲦的急性毒性浓度在 30 μg/L 以上（美国环保局，1980）。

五氯酚在氯代酚类中是毒性较大的，96 h LC50 大马哈鱼

的值为（31.8 ~ 84） μg/L，虹鳟为（44 ~ 220） μg/L，兰鲤鱼为（20 ~ 305）μg/L，黑头软口鲦为（180 ~ 600）μg/L。

无脊椎动物枝角类（大型溞、蚤状溞）和蜗牛是最敏感的，LC50 值分别为 240 和 160 μg/L。9 种寡毛类环节动物暴露于五氯酚，在 pH 值为 7.0、温度 10 ℃条件下，96 h LC50 值为（105 ~ 980）μg/L。

2，4-二氯苯酚和 2，4，6-三氯苯酚对黑头软口鲦的慢性毒性浓度分别为 365 mg/L 和 720 mg/L。在虹鳟生命早期阶段试验中，2，4 -三氯苯酚的毒性浓度为 70 μg/L。

五氯酚对大型溞和黑头软口鲦的慢性毒性浓度分别为 240 μg/L 和 57 μg/L。五氯酚在苏必利尔湖水中，对黑头软口鲦的最大可接受毒物浓度范围在（44.9 ~ 73.0）μg/L 之间。五氯酚对红大马哈鱼（*Oncorhynchus nerka*）生长的无可见影响浓度是 1.84 μg/L。

2.5.2　环境水质基准

氯酚类的环境水质基准见表 12。

表 12　氯酚类化合物环境水质基准（美国）　单位：g/L

酚类化合物	保护淡水水生生物基准		保护人体健康基准
	急性毒性	慢性毒性	
2，4-二氯苯酚	2020	365	93
2，4，6-三氯苯酚	—	970	2.1
五氯酚	20	13	0.28

2.5.3 国内外标准

表 13 国内外氯酚类相关标准

目标物质	标准值类型	国内外标准值
2，4-二氯苯酚	饮用水水质标准	美国亚利桑那州：21 μg/L； 美国堪萨斯州 700 μg/L； 美国缅因州：200 μg/L； 加拿大：900 μg/L。
	地表水水质标准	前苏联：2 μg/L。
2，4，6-三氯苯酚	饮用水水质标准	美国亚利桑那州：1.8 μg/L； 美国堪萨斯州：17 μg/L； 缅因州：700 μg/L； 美国明尼苏达州：18 μg/L； 美国新罕布什尔州：1.87 μg/L； 加拿大：5 μg/L； 前苏联：0.4 μg/L； 世界卫生组织：10 μg/L 中国：0.2 mg/L。
	地表水水质标准	前苏联：0.4 μg/L。

2.5.4 标准值的确定

根据保护人体健康基准和国内外标准，确定酚类化合物标准值，2，4-二氯苯酚为 0.093 mg/L，2，4，6-三氯苯酚为 0.2 mg/L，五氯酚为 0.009 mg/L。

2.6 联苯胺

2.6.1 简介

联苯胺为白色乃至红灰色晶体或粉状。相对分子质量为 184.11，熔点为 128.7 ℃，沸 点 400 ℃，溶于乙醇、乙醚、稍溶于水。联苯胺及其衍生物已被鉴定为致癌物质。它能通

过皮肤而被吸收，因此必须对其进行有效控制。

2.6.2　对水生生物和人体健康的影响

所获得的数据表明，联苯胺对淡水生物的急性毒性浓度为 2500 μg/L，那些未用于试验的对联苯胺更为敏感的淡水生物，其急性毒性浓度会更低。尚未得到关于联苯胺对敏感的淡水生物影响的数据。

为了最大限度地保护人体健康，避免人们因摄入被联苯胺污染的水和水生生物而导致的潜在致癌效应，基于该化合物的无阈值假设，联苯胺在环境水体中的浓度应该为零。然而，在目前可能达不到零浓度，因而估计联苯胺在人的一生中可能导致癌症风险增长的水平为 10^{-5}、10^{-6} 和 10^{-7}，其相应的基准分别为 1.2 ng/L、0.12 ng/L 和 0.01。若仅考虑摄入含联苯胺的水生生物的影响，不包括摄入被联苯胺污染的水来推导上述估计值，其相应的浓度分别为 5.3，0.53 和 0.05 ng/L（美国环保局，1980 年）。

美国环保局 1999 年发布的联苯胺对保护人体健康的水质基准为 0.00012 mg/L。

2.6.3　国内外标准

美国亚利桑那州饮用水水质标准 0.0001 μg/L;

美国堪萨斯州饮用水水质标准 0.0015 μg/L。

2.6.4　标准值的确定

受所用分析方法检测下限的限制，确定联苯胺的标准值

为 0.0002 mg/L。

2.7 丙烯腈

2.7.1 简介

丙烯腈是一种重要的化工原料，主要用于生产橡胶、树脂、制药等工业。丙烯腈是具有刺激性臭味的无色液体，可以通过呼吸道、消化道和皮肤被吸收，进入机体内分解产生氰根，氰根在细胞内可使新陈代谢停止，发生细胞内窒息。丙烯腈是我国水中优先控制的污染物，也是美国环保局公布的一种致癌剂。

2.7.2 对水生生物和人体健康的影响

所获得的数据表明，丙烯腈对淡水生物的急性毒性浓度为 7550 μg/L，那些未用于试验而对丙烯腈更为敏感的淡水生物，中毒将出现在更低的浓度。尚未得到关于对敏感的淡水生物的慢性毒性的权威性数据，但暴露于丙烯腈中 30 d 的鱼类致死浓度为 2600 μg/L。

由于该化合物的无阈值假设，为了最大限度地保护人体健康，防止人们因摄入被丙烯腈污染的水和水生生物而导致人体内的潜在致癌效应，丙烯腊在环境水体中的浓度应该为零。但是，目前可能达不到零水平。因而若将丙烯腈在人的生存期内导致癌症风险增长的水平估计为 10^{-5}、10^{-6} 和 10^{-7}，其相应的基准分别为 0.58，0.058 和 0.005 8μg/L。如果估算值仅以摄入含有丙烯腈的水生生物为依据，不包括摄入被丙烯

腈污染的水的影响，则基准值分别为 6.5、0.65 和 0.065 μg/L（美国环保局，1980 年）。

2.7.3　国内外标准

（1）饮用水水质标准

美国亚利桑那州、新罕布什尔州：0.15 μg/L;

美国康涅狄格州：35 μg/L;

美国堪萨斯州：3.8 μg/L;

美国明尼苏达州：0.7 μg/L;

前苏联：2.0 mg/L;

中国 2.0 mg/L。

（2）渔业用水水质标准

中国 0.5 mg/L。

2.8　邻苯二甲酸二丁酯

2.8.1　简介

邻苯二甲酸酯类又称为酞酸酯类，是一类有机化合物，被广泛用作增塑剂，在塑料工业和人造纤维工业中得到广泛应用。有多种邻苯二甲酸酯类是化学合成的，其中邻苯二甲酸二丁酯被用作果园杀虫剂。我国水中优先控制的邻苯二甲酸酯类包括邻苯二甲酸二甲酯、邻苯二甲酸二丁酯、邻苯二甲酸二辛酯。相对来说，邻苯二甲酸二丁酯的毒性较大。

2.8.2　对水生生物的影响

Mayer 和 Sanders（1973）测定了邻苯二甲酸二丁酯的 96

h LC50 值，黑头软口鲦（*Pimephales promelas*）1.3 mg/L，兰鳞鳃太阳鱼（*Lepomis macrochirus*） 0.73 mg/L，斑点叉尾鮰（*Ictalurus punctatus* ）2.91 mg/L，硬头色尊（*Salmo gairdneri*）6.47 mg/L，伪淡水钩虾（*Gammarus pseudolimnaeus* ）2.10 mg/L，淡水螯虾（*Orconectes nais* ）大于 10 mg/L。

水生生物累积各种酞酸酯类残留物的能力取决于酞酸酯的种类、浓度和暴露时间。据报道，羽摇蚊（*Chircmmius plumosus*）幼虫在浓度为 0.18 μg/L 的邻苯二甲酸二丁酯中暴露 7 d 后，其浓缩系数达 6600 倍。

低浓度的酞酸酯能够有害于水生生物。某些物种从水体中大量浓缩酞酸酯的能力及其繁殖的减少表明酞酸酯对环境有潜在的危害。虽然这些化合物的残留期还不清楚，但它们在水体出现时是会妨害生物生长和繁殖的。生物的生长繁殖是动物种群赖以生存的基本条件。即使是在 3 mg/L 时，大型溞的繁殖也有所减少，但是由于其他所有试验物种都具有很高的耐受性，因此推荐将淡水基准定为 3 μg/L。

2.8.3　环境水质基准

表 14　环境水质基准（美国）　　单位：μg/L

邻苯二甲酸酯类	保护淡水水生生物基准		保护人体健康基准
	急性毒性	慢性毒性	
邻苯二甲酸二丁酯	—	—	2 700
邻苯二甲酸酯类	940	3.0	—

2.8.4　国内外标准

（1）饮用水标准

美国堪萨斯州：770 μg/L;

美国缅因州、罗得岛：220 μg/L;

前苏联：0.2 mg/L。

（2）地表水标准

前苏联：0.2 mg/L。

2.9　9 种农药

这 9 种农药指滴滴涕、林丹、对硫磷、甲基对硫磷、马拉硫磷、乐果、敌敌畏、敌百虫、阿特拉津。

2.9.1　对生物的影响

（1）滴滴涕

一般说来，滴滴涕（1，L1-二氯-2，2-双（对-氯苯基）乙烷）系指滴滴涕及其代谢产物；它对于哺乳动物的急性毒性一般是低的，但是，水生生物却对其μg/L 级的浓度表现出敏感性。这些浓度的范围是：从淡水大螯虾（*Orconectes nais*）的 96 h LC50 值 0.24 μg/L，到大口黑鲈（*Miceropterus salmoides*）96 h LC50 值 2 μg/L，到鲫鱼（*Carassius auratus*）的 96 h L50 值 27 μg/L。

由于滴滴涕是一种会在人类食用的水生生物中生物累积的，而且被认为是一种潜在的使人致癌的高残留农药，因此，在水域之中应使滴滴涕的浓度尽量低。采取停止生产并使用

滴滴涕的行动必然逐渐降低环境中的滴滴涕浓度。在未有提供确切的文件说明代用品或者是办不到，或者是潜在的毒性更大之前，不允许再生产和使用。当决定使用含有可检出量滴滴涕的水体时，应考虑滴滴涕的残留性、生物累积特性以及致癌的可能性。

淡水无脊椎动物和鱼类暴露于水中的滴滴涕时，其（2～4）d 的 LC50 值一般是在较低的μg/L 浓度变化，而无脊椎动物则较敏感一些。从已经取得的数据可知，最敏感的淡水生物是淡水大螯虾（*Orconectes nais*），其 96 h LC50 值为 0.24 μg/L。在海洋生物中最为敏感的是对虾，据观测，它们在 0.12 μg/L 的浓度中经 28 d 暴露后无一存活，而且在 0.05 μg/L 的浓度中经 56 d 的暴露后有 30%死亡。

滴滴涕在食物链中浓缩累积。现场测定的水中及水生生物体中的农药含量数据表明了这种生物累积所造成的累积量。鱼的残留累积量高达 200 万倍；他在对密执安湖的研究中测得的水中滴滴涕浓度为 10^{-6} μ g/L 的水平。这一累积量比设在明尼苏达州德卢思市的国家水质实验室测定的累积量高达 20 倍。国家水质实验室测定的残留累积量为 10 万倍。如果采用 200 万倍的残留累积系数，而且水体滴滴涕浓度为 0.002 μg/L，那么可以预测出鱼体中的滴滴涕含量则会达到 4 mg/kg。

其他的研究表明，在北美的天然水体中可以测到可检出的滴滴涕含量。加利福尼亚州对地亚哥河 1973 年春秋季枯水

流量时，滴滴涕的平均值为 0.02 μg/L。西海岸海水中的滴滴涕含量为（0.0023 ~ 0.0056）μg/L。流入河口的河流（得克萨斯州的尔拉索斯河和科罗拉多河）中，每条河的平均浓度为 0.03 μg/L。

Hanson 和 Wilson 的实验室研究（1970）观测到，滴滴涕的生物累积系数从水到菱体兔牙鲷（*Logodon rhomboid*）为 10000 倍，到细须石首鱼（*Micropogon undulatus*）38000 倍，这些鱼类的平均累积系数约为 25000 倍。实验室数据和现场数据存在差异的原因可能是现场暴露测试中有许多额外的食性层次。

Heath 等（1969）在对比试验中测得，用含量为 10 mg/L 和 40 mg/L 滴滴伊（DDE）的干饲料饲育野鸭，有害于野鸭的繁殖。摄取了这一剂量的野鸭，其蛋壳有 13%变薄，1 个月后有 15%的鸭蛋破裂。25 mg/L 的滴滴涕剂量也会造成蛋壳变薄，使 18%的鸭蛋破裂。由于滴滴涕会代谢为滴滴伊，因此蛋壳变薄可能部分是由滴滴伊造成的。西部鹈鹕（*Pelecanusoccid entails*）也证实滴滴伊残留物使蛋壳变薄。曾经估计，在蛋中不产生明显影响的，也即不使蛋壳变薄的滴滴伊含量为 0.5 mg/kg。但是，从提供的数据来看，2.0 mg/kg 是蛋中无影响含量的保守估计。

饲育研究已经表明，用含有滴滴涕的饲料饲养的墨鸭产蛋中滴滴涕残留量大约为食料含量的 10 倍。另外，连续由天

然食料中摄取 3.0 mg/kg（湿重）的剂量，结果对繁殖产生不良影响。将鸭蛋中的含量数据外推到鹈鹕中，可以估计，鹈鹕的食用剂量不得超过蛋中滴滴涕估计无影响剂量（2.0 mg/kg）的 0.1 倍，或者说大约为 0.2 mg/kg。

考虑到滴滴涕在鱼体中生物累积的潜在性，向滴滴伊转化的可能性以及已知的有害于鸟类的剂量，推荐水中的滴滴涕浓度不应超过 0.001 mg/L。

（2）林丹

在生物测试过的一些鱼类中，褐鳟（*Salmo trutta*）显然是对林丹最为敏感的鱼类，其 96 h LC50 值为 2 μg/L。试验过的最敏感的无脊椎动物看来仅比鱼类稍微敏感一些。2 位研究者石蝇的 TLm 值为 1 μg/L。Sanders 和 Cope（1968）报告的石蝇 TLm 值为 4.5 μg/L 林丹。林丹对于大型溞（*Daphnia magna*）、伸展摇蚊（*Chircmomus tantans*）和斑块钩虾（*Gammarus fasciatus*）的急性毒性和慢性毒性，在这些物种中，摇蚊是最敏感的，没有不良影响的最高浓度为 2.2μg/L; 溞类的敏感性最差，进行连续三代的暴露，测得的“安全”浓度为 11 μg/L。

暴露数月的黑头软口鲦（*Pimephales promelas*），整个鱼体（取出内脏的）的林丹浓度（以湿重计）为相应水体浓度的 500 倍。

（3）对硫磷

有机磷农药对硫磷对于淡水鱼类的静水急性 LG50 值一般是：从较敏感鱼类如兰鳞鳃太阳鱼（*Lepomis macrochirus* ）的 50 μg/L 左右至较能耐受鱼类如鲸鱼的 2.5 mg/L 左右（美国环保局，1975）。在流水测试中，96 h LC50 值为兰鳞鳃太阳鱼 0.5 mg/L，黑头软口鲦 1.6 mg/L，美洲红点鲤 1.76 mg/L。在流水测试中测得的淡水和河口水域的条纹石鲈（*Morone saxatilis*）仔鱼的 96 h LG50 值为 18 μg /L。

水生生物的慢性暴露数据很少。云斑鮰（*Ictalurus nebulosus*）在 30 μg/L 的对硫磷浓度下暴露 30 d 发生颤抖，在 60 μg/L 的浓度下发生痉挛并发现有脊椎变形。在为期 23 个月的暴露中，当浓度为 0.34 μg/L 时，兰鳞鳃太阳鱼出现畸形（脊椎侧凸，而且喉部特别突出），当浓度为 0.16 μg/时则没有。在较高浓度下，颤抖、痉挛、过敏以及出血也是明显的。

据预测，黑头软口鲦在 4.0 μg/浓度中暴露 8 个月，出现繁殖力下降和畸形。美洲红点鲑的胚胎暴露于 32 μg/的浓度中，发育异常，出现因提前孵化而致死亡的状况。在 10 μg/浓度下，胚胎正常。在 7 μg/浓度下暴露 9 个月，对于幼鱼和成鱼均未产生明显的不良影响。

抑制胆碱酯酶是对硫磷和其他有机磷农药确定无疑的生理作用方式。抑制脑乙酰胆碱酯酶活性的程度已成为测定这些农药毒性作用的最常用的测定方法。各种研究已经证明，

抑制程度取决于毒物的浓度、暴露时间以及物种的敏感性。在正常的乙酰胆碱酯酶有25%~90%被抑制时，即造成死亡。敏感性取决于暴露于毒物之后乙酰胆碱酯酶活性的恢复程度，而暴露之后鱼类乙酰胆碱酯酶活性恢复所需要的时间很长。兰鳞鳃太阳鱼在1 mg/L浓度下暴露（6~7）h后，经过30 d其乙酰胆碱酯酶活性恢复50%。

在鱼类暴露于对硫磷之后观测到的其他一些生理影响有:在10 μg/浓度下花鳉鱼（*Poeciliareticulata*）的精液产生受到抑制；在100 μg/L浓度下兰鳞鳃太阳鱼的耗氧速率改变；食蚊鱼因农药水解量的升高而导致肝脏肿大。

据观测，对硫磷在1 μg/的浓度下会使无脊椎动物急性中毒，也就是说，大型溞（*Daphnia magna*）的50 h LC50值为0.8 μg/L、蚤状溞（*Daphnia pulex*）的48 h LC50值为0.6 μg/L、锯顶低额溞（*Simocephalus serrulatus*）的48 h LC50值为0.37 μg/L;石蝇（*Acroneuria pactfica*）幼体的5 d LC50值为0.93μg/L;石蛾（*Hydropsyche* Ca*l*ifornia）的96 h LC50值为0.43 μg/L。格氏摇蚊（*Tgypus grodhausi*）第四龄幼体的24 h值为0.5mg/L。在流水生物测试中测得的96h LC50值为：大型溞（*Daphnia magna*）0.62 μg/L，斑块钩虾（*Gammarus fasciatus*）0.40 μg/L，伸展摇蚊（*Chironomus tentans*）第四龄幼体31.0 μg/L。据预测，其他无脊椎动物对于水体中（1~30）μg/L的对硫磷浓度是极敏感的（美国环保局，1975）。

较长时间的暴露试验做得不多。Jensen 和 Gaufin（1964）测得了石蝇，*Pteronarcys california* 和 *Acroneuriapacifica* 的 30 d LC50 值分别为 2.2 和 4.4 μg/L。大型溞（*Daphnia magna*）三周的值为 0.14 μg/L。当浓度高于 0.08 μg/L 时，从统计数字来看，繁殖量大为减少。有人报告，斑块钩虾（*Gammarusfas-ciatus*）的 43d LC50 值为 0.07 μg/L，当浓度为 0.04 μg/L 时，死亡率明显地大大高于对照试验组。

关于对硫磷在水体中的残留性，资料有限。在（pH 值为 7.3-8.0）河水中测得的半衰期为一周。用对乙酰胆碱酯酶的抑制能力为指标，在 pH 值分别为 5.1、7.0 和 8.4 的天然水体中，测得了对硫磷或者它的有活性的次级分解产物的半衰期分别为 40 d、35 d 和 20 d。Burke 和硫磷有可能分解成为比对硫磷毒性更大的化合物。他们在静水测试中测得对硫磷对于食蚊鱼（*Gambusiaaffinis*）的毒性比之在流水测试中更大。用斑块钩虾（*Gammarusfasciatus*）和美洲小长臂虾（*Palaemoneteskadiakensis*）进行 96 h 生物测试，也观测到在静水条件下比流水条件下毒性更大。

对硫磷在被暴露水生生物组织中的累积不高，而且似乎并不残留很久。短棘鲬（*Lctalurusmelas*)血液中的浓度约为水中浓度的 50 倍。经过慢性暴露的美洲红点鲑（S. *fontinalis*）肌肉中的浓度为水中浓度的数百倍；兰鳞鳃太阳鱼（*Lepomismocrochirus*）体内浓度约为水中浓度的 25 倍。在

先经暴露尔后放入淡水里的硬头鳟中，对硫磷的生物半衰期仅为（30～40）h。预计水生生物暴露于推荐的基准浓度时，对硫磷的残留量将不会有害于捕食生物。

连续 15 d 暴露于对硫磷（1.0 μg/L）中，会逐渐加剧（也就是说累积）对鱼类脑乙酰胆碱酯酶的抑制。因暴露于对硫磷而导致脑乙酰胆碱酯酶受到极大抑制后，即使终止暴露，也要经过数周才能使被暴露鱼的脑乙酰胆碱酯酶恢复到正常水平。

（4）甲基对硫磷

又称甲基-1605，一种高效、剧毒、广谱有机磷杀虫剂。白色粉状晶体或粉末，属非内吸性触杀剂和胃毒杀虫剂。工业品为黄色油状液体，熔点（35～36）℃，相对密度 1.358（20/4 ℃），水中溶解度（55～60）mg/L（25 ℃），溶于大多数有机溶剂。用途与对硫磷相同，但对人畜毒性较低，残效期较短，较易被碱水解。雄鼠口服 LD50 为 14 mg/kg，雌鼠口服 LD50 为 24 mg/kg。

甲基对硫磷在水中极稳定，嗅觉阈 0.02 mg/L，嗅觉实际阈（0.04-0.05）mg/L，刺激作用阈 0.05 mg/L，造成特异颜色的阈浓度为 0.1 mg/L，味觉阈 1 mg/L，当浓度在 0.1 mg/L 以下时，养鱼 40 d 无异嗅，5 mg/L 以下时对水的生化耗氧过程无影响，1 mg/L 时对硝化过程稍有抑制。慢性毒性实验（6 个月）表明，1 mg/kg 组大白鼠条件反射活动出现明显变化;

血液假性胆碱酯酶活性临时性降低，病理检查在大脑皮层、皮下核和小脑等组织出现空泡细胞；但体重、血象以及防御反射潜伏时等方面未发现显著改变；0.025 mg/kg 组（相当于 0.5 mg/L）未发现任何变化。

（5）马拉硫磷

鲑鳟亚目鱼类和刺臀鱼类是对有机磷农药马拉硫磷最为敏感的淡水鱼类。Post 和 Schroeder（1971）报告了四种鲑鳟亚目鱼类的 96 h LC50 值为（120 ~ 265）μg/L。三种刺臀鱼类和三种鲑鳟亚目鱼类的 96 h LC50 值为 101 ~ 285 μg/L。其他鱼类的 96hLC5。值是：硬头鳟（*Salmogairdneri*）68 μg/L，大口黑鲈（*Micropterussalmoides*）50 μg/L，大鳞大马哈鱼（*On-corhynchustsha*-whtscha）23 μg/L。在流水测试中测定了兰鳞鳃太阳鱼（*Lepomismacrochirus*）的 96h LC50 值为 110 μg/L。在静水测试中测得了与此相近的兰鳞鲤太阳鱼 96h LC50 值。美洲红点鲑（*Salvelinusfontinalis*）的静水 96h LC50 值为 120 和 160μg/L。黑头软口鲦（*Pimephalespromelas*）的急性毒性值在静水系统中比在流水系统中稍高（约 2.0 倍）。

许多水生无脊椎动物比鱼类对马拉硫磷更为敏感。湖栖钩虾（*Gammarus lacustris*）的 96 h LC50 值为 1.0 μg/L，石蝇（*Pteronarcella betdia*）为 1.1 μg/L（Sanders 和 Cope，1968），斑块钩虾（*Gammarus fasciatus*）为 0.76 μg/L。锯顶低额溞（*Simocephalusserrulatus*）的 48 h LC50 值为 3.5 μg/L，而蚤

状溞（*Daphniapulex*）1.8 μg/L。在 0.9 μg/L 浓度下 50 h 内，溞类失去活动能力。2 种摇蚊幼虫在 24 h LC50 值为 2.1 μg/L 和 2.0 μg/L。

马拉硫磷在水体中的稳定性取决于水体的化学与生物条件。在 pH 值为 6 时，马拉硫磷的半衰期约为 5 个月，在 pH 值为 8 时，减少到（1～2）周。两周之后小迈阿密河仅残留有 10%。马拉硫磷的分解产物可能比马拉硫磷更为有毒。

（6）乐果

乐果为无色具樟脑气味的结晶，是一种接触性和内吸性杀虫剂和杀螨剂。水中乐果主要来源于工业废水和田间喷洒。

乐果具有强烈异臭，嗅觉实际阈 0.077 mg/L，其嗅味在水中比较稳定。5 mg/L 时能抑制水的生化耗氧过程，1 mg/L 与对照组无差异。慢性动物试验（（5～6）个月）表明：剂量 5 mg/kg 组家兔血中胆碱脂酶活性明显降低，中毒晚期糖耐量曲线出现显著改变，但对动物病理组织学检查未见明显改变；0.2 mg/kg 时对胆碱酯酶活性有影响（中毒后头 2 个月升高，而后降低），在 6 个月时，糖耐量曲线出现升高倾向；0.02 mg/kg 组与对照组无明显差异（相当于 0.4 mg/L）。

（7）敌敌畏

一种神经性毒剂，哺乳动物中毒后表现瞳孔缩小、流涎、出现呼吸困难等副交感神经兴奋症状，严重可发生昏迷、抽搐，最后呼吸衰竭死亡。敌敌畏的大鼠 LD50 为 80 mg/kg（雄）、

56 mg/kg（雌）。

（8）敌百虫

在有机磷化合物中，敌百虫的毒性较低，小鼠内服敌百虫的 LD50 为 450 mg/kg。马内服 50.70 mg/kg 或 100 mg/kg、（40 ~ 60）min 后肠蠕动增强，频排稀粪、流涎，有的表现腹痛、起卧不安，约经（1 ~ 3）h，上述症状自行消失，动物恢复正常。牛对敌百虫较敏感，内服 110 mg/kg 可引起严重中毒反应，甚至死亡。牛皮下注射的最大安全剂量为 44 mg/kg，个别牛皮下注射 22 mg/kg 敌百虫就会产生毒性反应，但能迅速恢复。山羊较绵羊、纯种羊较杂种羊对敌百虫的耐受性较差。绵羊内服剂量低于 100 mg/kg 较安全，即使出现一些毒性反应，短时期内即可恢复，最大安全范围约（150 ~ 200）mg/kg，皮下注射致死量约 250 mg/kg。猪敌百虫混饲给药的剂量在 100 mg/kg 以下较安全，仅个别猪出现短暂的毒性反应。家禽对敌百虫敏感，鸡内服敌百虫的 LD50 为 46.6 mg/kg，鸭内服 LD50 为 44.8 mg/kg。

（9）阿特拉津.

鱼类 96 h LC50 值范围为（0.22 ~ 100）mg/L，虹鳟和食蚊鱼是 2 种比较敏感的鱼类，96 h LC50 值分别为 4.5mg/L 和 4.3mg/L。

用生命早期阶段进行的慢性暴露在 1 mg/L 以下时造成明显的死亡。如斑点叉尾鮰（*Ictalaruspunctatus*）从受精卵暴露

到孵化后 96 h，其 LC50 值为 0.22 mg/L。在 44 周的暴露过程中，溪鳟（*Salvelinusfontinalis*）幼鱼在 0.24 mg/L 死亡率增加，而成鱼死亡率在 0.72 mg/L 时不受影响。已知的最长的暴露时间（18 个月）证实兰鳞鳃太阳鱼在 0.095 mg/L 时的生存、生长和孵化不受影响。

鲤鱼暴露于 100 μg/L 阿特拉津 6 h 和 24 h 后，血清中葡萄糖浓度明显增加，24 h 和 72 h 后血清中皮质醇浓度明显增加，暴露 72 h 后，血清蛋白、血清胆甾烯醇和肝糖原显著下降。

在急性暴露过程中阿特拉津对无脊椎动物的毒性变化很大，48 h LC50 值范围为 1 mg/L 以上到 30 mg/L 以下。最敏感的无脊椎动物看来是伸展摇蚊幼虫，48h LC50 值为 0.72mg/L。两代伸展摇蚊暴露于 0.23 mg/L 的阿特拉津水体中，导致孵化成功率下降、幼虫畸形发生率增加、发育延迟、种群数量下降，两代暴露的无可见影响浓度为 0.11 mg/L。

2.9.2 环境水质基准

表 15 农药类化合物环境水质基准 单位：μg/L

农药名称	保护淡水水生生物基准（美国）		保护人体健康基准	
	急性毒性	慢性毒性	美国	日本
滴滴涕	1.1	0.001	0.00059	—
林丹	0.95	0.08	0.019	—
对硫磷	0.065	0.013	—	—
马拉硫磷	—	0.1	—	—
乐果	—	—	—	5
敌敌畏	—	—	—	3

2.9.3 国内外标准

表 16 国内外标准限值

目标物质	标准值类型	国内外标准值
滴滴涕	饮用水水质标准	美国伊利诺斯州：50 μg/L； 中国：0.001 mg/L。
林丹	饮用水水质标准	美国：4 μg/L； 美国亚拉巴马州、亚利桑那州、马萨诸塞州、明尼苏达州、罗德岛：4 μg/L； 加拿大：4 μg/L； 美国缅因州、弗蒙特州：0.2 μg/L； 中国：0.002 mg/L。
	渔业用水标准	中国：0.002 mg/L。
对硫磷	饮用水水质标准	美国亚利桑那州、加利福尼亚州、堪萨斯州：30 μg/L； 美国缅因州：8.6 μg/L； 加拿大：50 μg/L； 前苏联：3 μg/L； 中国：0.003 mg/L。
	地表水水质标准	日本：不得检出； 墨西哥：0.01 mg/L； 前苏联：0.003 mg/L。
甲基对硫磷	饮用水水质标准	美国：2 μg/L； 美国亚利桑那州：1.8 μg/L； 美国加利福尼亚州：30 μg/L； 美国堪萨斯州：1.7 μg/L； 美国缅因州、明尼苏达州、罗得岛、弗蒙特州：2 μg/L； 前苏联：20 μg/L； 中国：0.02 mg/L。
	地表水水质标准	日本：不得检出； 前苏联：20 μg/L。
	渔业用水	中国：0.0005 mg/L。

目标物质	标准值类型	国内外标准值
	标准	
马拉硫磷	饮用水水质标准	美国亚利桑那州、堪萨斯州：140 μg/L； 美国加利福尼亚州：160 μg/L； 美国缅因州：40 μg/L； 罗得岛：100 μg/L； 加拿大：190 μg/L； 前苏联：50 μg/L； 中国：0.25 mg/L。
	渔业用水标准	联合国环境规划署：0.008 μg/L； 中国：0.005 mg/L。
乐果	饮用水水质标准	美国加利福尼亚州、罗德岛州：140 μg/L； 美国威斯康辛州：200 μg/L； 加拿大：20 μg/L； 美国亚利桑那州：1.2 μg/L； 中国：0.08 mg/L。
阿特拉津	饮用水水质标准	美国：3 μg/L； 加拿大：5 μg/L； 美国亚利桑那州、加利福尼亚州、马萨诸塞州、明尼苏达州、弗蒙特州：3 μg/L； 美国堪萨斯州、纽约州：25 μg/L； 美国缅因州、罗德岛：2 μg/L； 前苏联：0.5 mg/L。
	渔业用水标准	前苏联：5 μg/L。

2.9.4 标准值的确定

根据上述资料，确定农药类的标准值如下：滴滴涕 0.001 mg/L、林丹 0.002 mg/L、对硫磷 0.003 mg/L、甲基对硫磷 0.002 mg/L、马拉硫磷 0.05 mg/L、乐果 0.08 mg/L、敌敌畏 0.05 mg/L、敌百虫 0.05 mg/L、阿特拉津 0.003 mg/L。

2.10　苯并[*a*]芘

2.10.1　简介

在人类环境中，接触化学致癌物或可疑致癌物的种类和机会是很多的，多环芳烃是人类最早认识的一类化学致癌物。

多环芳烃是指 2 个以上的六碳苯环结合在一起的一系列芳烃及其衍生物。目前，在人类环境中所发现的这类物质达数十种，其中有致癌活性的达 10 余种，如苯并[*a*]芘、苯并[*b*]萤蒽、苯并[*k*]萤蒽、茚并[1,2,3-*c, d*）]芘、苯并苉、二苯并[*a, h*]）蒽、苯并[*a*]蒽、苊、蒽、䓛、芴、菲、芘。这些物质能够通过大气迁移很远的距离，其中污染最广、致癌性最强的是苯并[*a*]芘。因此，在本标准中选定苯并[*a*]芘作为多环芳烃的代表物，对多环芳烃类致癌污染物加以控制。

2.10.2　对人体健康的影响

美国的科学家认为在接触致癌物时，迄今还无法制定一个所谓的“安全”阈浓度。因为还不了解致癌物质在低浓度时对人体将起什么作用，为慎重起见，对致癌物不宜制定所谓安全的阈值。

Mlineh（1966）最早提出经饮水途径作用机体的致癌性多环芳烃（其中包括苯并[*a*]芘的安全量问题），认为人在一生中可摄入 1.5 mg 致癌的多环芳烃。

法国学者提出 6 种多环芳烷的最高容许总量为 0.2 μg/L，苯并[*a*]芘的相应容许水平为（0.007 ~ 0.01） μg/L，他提出的

上述标准，既考虑到多环芳烃在水体中的容许水平，也考虑达到上述容许含量的技术可能性。有学者通过实验计算得出大鼠经口注入不同剂量苯并[*a*]芘作用于动物，出现第一个肿瘤的时间见表 17。

表 17　经口注入不同剂量苯并[*a*]芘后大鼠出现第一个肿瘤的时间

苯并[*a*]芘剂量/（mg/L）	0.01	0.005	0.003	0.001
出现第一个肿瘤的时间（月）	11.0	18.3	28.0	76.7

从表 1-5-8 看出，当苯并[*a*]芘剂量为 0.005 mg/L 和 0.003 mg/L 时，分别经 18 个月、28 个月试验出现第一个肿瘤，而 0.001 mg/L 剂量的苯并[*a*]芘，经过 76.7 个月（相当 6 年）才出现第一个肿瘤（已超过大鼠和小鼠的自然寿命），因此，提出苯并[*a*]芘在水体中最大无作用剂量为 1 g/L。

美国 1999 年保护人体健康多环芳烃的基准为：4.4 ng/L。

根据苯并[*a*]芘对人体长期的致癌影响，水体中应不允许其出现。但是将水体中的苯并[*a*]芘限制在零水平是不现实的，也是不可能的。所以考虑到应尽最大可能减少苯并[*a*]芘对人体的致癌影响，认为应将水体中苯并[*a*]芘浓度限制在 2.8×10^{-6} mg/L 的范围内。

2.10.3　国内外标准

（1）饮用水水源的地表水标准

欧洲经济共同体：多环芳烃为 0.0002 mg/L（Al 类、A2

类管理值）和 0.001 mg/L（A3 类管理值）;

美国亚利桑那州：0.003 μg/L;

加拿大：0.00001 mg/L。

（2）地表水水质标准

前苏联 0.05 μg/L。

（3）饮用水水质标准

美国：0.0002 mg/L;

世界卫生组织：多环芳烃 0.2 μg/L，苯并[*a*]芘 0.01 μg/L;

欧洲经济共同体：多环芳烃 0.2 μg/L;

中国：0.00001 mg/L。

2.11 甲基汞

2.11.1 简介

甲基汞是保证人体健康及安全食用水生生物的毒理学指标。以水中 CH_3Hg 计。甲基汞是一种剧毒性有机金属化合物。自然界中的有机汞，主要是以甲基汞形态存在。水环境中的甲基汞是来自人为的排放或无机汞的生物甲基化产物。甲基汞在水中的自然背景值是 0.1×10^{-6} mg/L 左右。

甲基汞对人体的危害极大。20 世纪 50 年代日本发生的“水俣病”公害就是由于甲基汞污染危害造成的。水中极微量的甲基汞可以通过食物链富集作用对人体产生危害。甲基汞具有高度的脂溶性及化学稳定性，易于被肠道粘膜所吸收并在人体内积蓄。至今掌握的各种形态的汞的化合物中，甲

基汞对生态环境的污染危害是最大的。

2.11.2 制定依据

汞的生化动力学研究表明，存在于河床沉积物和水体中的各种无机形态的汞可以在微生物的作用下，在天然的 pH 值和温度条件下转化为甲基汞。不论什么形态的汞进入水环境，在生化催化和化学平衡反应的共同作用下可以转化为甲基汞。同时，在脱甲基化微生物的作用下，甲基汞也可转化为毒性相对小的无机汞，使水环境中的甲基汞处于一种较低的和相对稳定的浓度之中。

由于水环境中的有机汞主要是以甲基汞形态存在，所以在制定标准时，应以甲基汞作为制定标准的依据，而不是以其他烷基汞作为依据。

2.11.3 对人体健康的影响

甲基汞是一种有蓄积性的剧毒有机化合物。甲基汞能穿过脑血屏障进入人的大脑组织，破坏脑细胞的基本功能和正常的代谢过程，这种不可逆的破坏作用是甲基汞对人体的危害所在。

甲基汞对人的急性致死量为毫克数量级。甲基汞对人体的毒性作用是无机汞的一百倍以上。世界卫生组织（WHO）认为成人甲基汞周摄入量不应高于 0.2 mg，日本厚生省规定成人一周甲基汞摄入量为 0.17 mg 以下。我国以人发中甲基汞含量 5 mg/kg 为甲基汞污染危害的安全“阈值”（国家标

准 GB 6989—86）。

对中国北方松花江数千渔民、渔村学龄儿童和妇女婴幼儿受甲基汞污染危害状况的研究表明，工业生产排入江河中的甲基汞会对沿江人群造成危害。对渔民的调查表明，渔民出现有慢性甲基汞中毒的阳性体症者。渔村学龄儿童和婴幼儿的人发甲基汞含量是对照组的几十倍，渔民中很多人的发中甲基汞含量超过 5 mg/kg。

人体摄入的甲基汞，主要是从食用受甲基汞污染的鱼而来的。由于水中甲基汞是 ng 级，人通过饮用水摄入体内的甲基汞的量可以说是微不足道的，不会对人体产生任何影响。

2.11.4　对水生生物的影响

关于鱼类甲基汞毒性实验，国外开展的较多。用硬头鳟进行的试验表明，氯化甲基汞的 LC50 为 30 μg/L。当美洲红点鲑处在氯化甲基汞浓度为 0.29 μg/L 和 低于 0.29 μg/L 时，未观测到鱼类有不良影响出现。在 0.07 μg/L 甲基汞浓度下繁殖的黑头软口鲦的仔鱼，未见其生长和存活受任何影响。WHO 的研究表明，甲基汞浓度为 10 ng/L 以下的水质，对鱼类的繁殖和发育是没有影响的。

黑龙江省环保科研所、黑龙江省水产科研所等单位在氯化甲基汞浓度为 10 ng/L 的水中对鲤鱼、鲫鱼、草鱼和鲶鱼进行饲养，50 多天中，未见鱼类出现任何不良反应。

2.11.5 甲基汞在食物链中的富集作用

研究表明，我国未受污染的水域中甲基汞含量一般在 0.1 ng/L 以下，受甲基汞污染的水域甲基汞含量在（1 ~ 10）ng/L 左右。在鱼类生物富集试验中配制高于此浓度的水质，就没有实际意义。往往是配制的水中甲基汞浓度越高，得出的富集系数相对越低。在鱼体的主要器官中，鱼肉的甲基汞含量最高，鱼体对甲基汞的富集是以鱼肉中甲基汞含量为指标。

2.11.6 对农作物的影响

实验表明，灌溉水中甲基汞浓度为 ng 级时，对蔬菜、水稻和小麦等农作物的生长发育没有产生影响，作物的茎、叶和果实均未检出甲基汞。

盆栽试验结果表明，用甲基汞浓度 10 ng/L 的灌溉水培养小麦，植株生长与对照组相同，麦粒中检不出甲基汞。

2.11.7 国内外关于甲基汞的其他标准

目前世界部分国家如日本、美国对地表水甲基汞环境质量标准定为“不得检出气”。“不得检出气”这个概念随着分析仪器、分析方法发展在表达标准值上已变得不够准确。

我国食品卫生标准甲基汞 0.2 mg/kg。

人发甲基汞含量 5 mg/kg 为甲基汞污染危害的安全“阈值”。

2.12 多氯联苯

2.12.1 简介

多氯联苯（PCBs）是联苯氯化所产生的一类化合物，氯化的程度决定着它们的化学特性，PCB 化合物稍溶于水（在 25 ℃时为（25 ~ 200）mg/L），溶于类脂物、油和有机溶剂，并且抗生物降解，属于致癌物质，污染范围广，毒害作用大，对生物有一定的累积毒性。

多氯联苯是一系列同系物的总称，共有 209 种，本标准中所指的多氯联苯包括 PCB-l016、PCB-1221、PCB-1232、PCB-1242、PCB-1248、PCB-1254、PCB-1260。

2.12.2 对水生生物的影响

已经测定了 PCBs 对许多水生生物的急性和慢性毒性作用。对于刚孵出的黑头软口鲦，多氯联苯 1242 和 1254 的 96 h LC50 值分别为 15 μg/L 和 7.7 μg/L。在 60 d 的连续流水生物测试中，使 50%黑头软口鲦致死的浓度是：多氯联苯 1245 为 8.8 μg/L；多氯联苯 1254 为 4.6 μg/L。在 Nebeker 等报告的同样一些试验中，还进行了 6 个月的连续流水生物测试。当多氯联苯 1254 的浓度为 1.8 μg/L 时，黑头软口鲦的产卵明显受到影响；当多氯联苯 1242 的浓度在 10 μg/L 以上时，使刚孵化出的鱼苗致死。Defoe 等用多氯联苯 1248 和 1260 对黑头软口鲦进行了相似的流水急性和慢性毒性研究。对于刚孵化出的黑头软口鲦，其计算的 30 d LC50 的多氯联苯 1248 值为 4.7

μg/L，多氯联苯 1260 的浓度为 3.3 mg/L。黑头软口鲦能在其幼鱼急性致死的 PCB 浓度下成功地繁殖。

Nebeker 和 Puglisi（1974）进行生物测试，使大型溞（*Daphnia magna*）暴露于多氯联苯 1221 ~ 1268 的若干个浓度中。在连续流水测试中，多氯联苯 1254 是毒性最大的，其 3 周 LC50 值为 1.3 μg/L；在 3.5 μg/L 时，大型溞 100%死亡；在 1.2 μg/L 时，繁殖减少 76%。对淡水无脊椎动物进行的流水和静水生物测试同样表明，这些生物一般说来比鱼类对 PCBS 的急性毒性影响敏感。

密沃基河（威斯康辛州）的研究表明，环境水体的 PCB 浓度为（2.0 ~ 2.8）μg/L，而鱼体内的残留量高达 405 μg/g。据报道，开阔水体即密执安湖的 PCB 残留量为 0.01 μg/L，银大马哈鱼（*Oncorhynchus kisutch*）体内平均残留量约为 15 μg/g。许多生物都可累积 PCB 混合物，其累积量约达水体浓度的（$3 \times 10^3 \sim 2 \times 10^5$）倍。

根据美国食品与药品管理局（FDA）所制定的鱼体组织中的作用含量即 5 mg/g，同时根据实验室及现场所推导出来的黑头软口鲦和鲫鱼的生物累积系数 $0.7 \times 10^5 \sim 2.3 \times 10^5$，当环境水体中的浓度不超过 0.022 mg/L 时，将是允许的。但是，从大湖中捕捞的 12 英寸以上的湖红点鲑一般都含有 5 μg/g 以上的 PCBs，而且由大湖中捕捞的黑斑须雅罗鱼中一般都含有接近或稍稍超过 5 mg/g 的 PCBS。鉴于大湖水体的检测数据

一直处在等于或低于 0.01 μg/L 的浓度，因此制定一个保护各种鱼类的、低于 0.01 μg/L 的基准是有必要的。

2.12.3　环境水质基准

环境水质基准见表 18。

表 18　PCBs 环境水质基准　　单位：μg/L

国别	PCBs	保护淡水水生生物基准	保护人体健康基准
美国	PCBs	0.014	0.00017
	PCB-1242	0.014	0.00017
	PCB-1254	0.014	0.00017
	PCB-1221	0.014	0.00017
	PCB-1232	0.014	0.00017
	PCB-1248	0.014	0.00017
	PCB-1260	0.014	
	PCB-1016	0.014	
日本	PCBs	—	不得检出

2.12.4　国内外标准

（1）饮用水水质标准

美国：0.5 μg/L;

美国亚利桑那州、弗蒙特州：0.008 μg/L;

美国康涅狄格州、纽约州：1 μg/L;

美国堪萨斯州、缅因州、明尼苏达州：0.05 μg/L;

美国马萨诸塞州、新泽西州、罗得岛：0.5 μg/L;

欧洲经济共同体：0.1 μg/L（每种物质分开），0.5 μg/L。

（2）地表水水质标准

日本、韩国：不得检出;

前苏联：1.0 mg/L。

2.12.5　标准值的确定

鉴于多氯联苯是致癌物质，环境中不易降解，将多氯联苯标准值确定为 2.0×10^{-5} mg/L。

2.13　环氧氯丙烷

环氧氯丙烷（ECH）又名表氯醇。环氧氯丙烷用于制造甘油、未改性环氧树脂和水处理树脂。没有可利用的关于食物或饮用水中环氧氯丙烷的定量数据。环氧氯丙烷可在水性介质中水解。

环氧氯丙烷的 TDI 为 0.14 μg/kg 体重，依据是 LOAEL 值（2 年大鼠灌胃给药试验，前胃肥大）为 2 mg/kg•d（按每周 5 d 给药折算），不确定系数为 10 000（种间和种内差异为 100，用 LOAEL 代替 NOAEL 为 10，致癌性为 10）。

经口、吸入和经皮暴露环氧氯丙烷后，环氧氯丙烷在体内快速和广泛吸收。容易与细胞成分结合。环氧氯丙烷的主要毒性效应是局部炎症和中枢神经系统损伤。吸入暴露诱导产生鼻腔鳞状上皮细胞癌；而经口给药诱导产生前胃肿瘤。体内和体外试验显示它具有遗传毒性。LARC 将环氧标丙烷列为 2A 类（可能对人致癌物）。

尽管 ECH 是具有遗传毒性的致癌物，但应用多元线性模型来估计致癌风险是不恰当的，因为肿瘤只在有 ECH 强刺激即给药的部位见到。在 2 年的研究中，大鼠服 ECH（每周 5 d

给药），前胃增生的 LOAEL 值为 2 mg/kg 体重每天，对此值采用不确定系数 10000（10 是用 LOAEL 代替 NOAEL，100 是种间种内差异，10 反映致癌性），由此计算得出 TDI 为 0.14 μg/kg 基于 TDI 的 10%分配给饮用水，得出饮用水中环氧氯丙烷的限值为 0.000 4 mg/L。

环氧氯丙烷的实际定量检验水平大约为 30 μg/L，饮用水中的浓度能够通过规定与水接触的产品中环氧氯丙烷的量来控制。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》保持一致。

2.14　1,2-二氯乙烯

1，2-二氯乙烯有顺式和反式两种形式。作为水污染物多以顺式存在。在废水和厌氧性的地下水中，这两个异构体是其他不饱和卤代烃的代谢产物，他们的存在可能指示同时还存在更毒的有机氯化合物，如氯乙烯。因此，他们的存在表示需要开展更广泛的监测。没有关于食物暴露的资料。1，2-二氯乙烯在空气中存在的浓度低，在临近生产现场处浓度较高，为微克每立方米级范围。顺式异构体以前曾用作麻醉剂。

反式异构体的资料被用于计算 1，2-二氯乙烯两个异构体共用的准则值，因为反式异构体产生毒性的剂量要比顺式异钩体低。此外，资料显示小鼠比大鼠更为敏感。关于 1，2-

二氯乙烯的吸收、分布和排泄的资料有限。若用 1，1-二氯乙烯的类推，二氯乙烯可能会快速吸收，主要分布在肝、肾和肺，然后快速排出。在体外实验中，顺式异构体比反式异构体代谢快。有报道，两种异构体都可引起啮齿类动物血清碱性磷酸酶增高。3 个月的小鼠试验，通过饮用水给予反式异构体，有血清碱性磷酸酶增高和胸腺及肺重减轻的报道，并可观察到有短暂的免疫反应，该现象的毒理学意义还不清楚。高剂量染毒时反式 1，2-二氯乙烯还能引起肾脏重量的减轻。对于顺式异构体，仅有一项大鼠毒性试验的资料显示，在较高剂量情况下，顺式异构体对大鼠的毒作用的大小与反式异构体在小鼠身上产生的毒性相似，有限的资料显示，两种异构体可能有某些遗传毒性。但没有有关致癌性的资料。

制定饮用水中 1，2-二氯乙烯限值的依据：以反式 1，2-二氯乙烯的 NOAEL 为 17 mg/（kg-d），采用不确定系数 1000（种内及种间差异为 100，短期试验为 10）），得到 TDI 为 17 μg/kg 体重。将 10%的 TDI 值归因于饮水，则饮用水中 1，2-二氯乙烯的限值为 0.05 mg/L。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》保持一致。

2.15 氯丁二烯

《地表水环境质量标准》中氯丁二烯标准值与《生活饮

用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》保持一致。

2.16 苯乙烯

苯乙烯是一种无色带有甜味并具有芳香气味的黏性液体，主要用作生产塑料、树脂和绝缘材料，还用于造漆、制药和香料等。地表水、饮用水和食品中只有痕量存在。在工业区，通过空气暴露每人每日可以摄入苯乙烯几百微克，吸烟可能使每日暴露量增加高达 10 倍。

苯乙烯经口或吸入暴露后迅速被吸收，广泛分布到全身，并主要储存在体脂中。苯乙烯代谢成活性中间产物苯乙烯-7，8-氧化物，它与谷胱甘肽共轭或进一步代谢。代谢物快速并几乎完全从尿中排出。苯乙烯的急性毒性低。经大鼠短期毒性研究，发现它会损伤谷胱甘肽转移酶活性，减低谷胱甘肽浓度。在体外试验中，苯乙烯只有在代谢活化时是致突变的。在体外及体内试验中，能见到染色体畸变，大多数发生在苯乙烯高剂量时。活性中间产物苯乙烯-7，8-氧化物是一种直接致突变物。经口给苯乙烯的长期试验中，高剂量会增加小鼠肺肿瘤发病率。对大鼠没有致癌作用。大鼠经口给苯乙烯-7，8-氧化物时证明它有致癌作用。IARC 将苯乙烯列入 2B 组。已有的数据表明，苯乙烯的致癌作用是由于对苯乙烯-7，8-氧化物的解毒机制超负荷的缘故（即谷胱甘肽耗竭）。

制订饮用水中苯乙烯限值的依据: 苯乙烯的 TDI 值为 7.7

μg/kg 体重，这是根据 NOAEL 为 7.7 mg/kg 体重（一项大鼠 2 年饮水试验，发现体重减轻），不确定系数为 1000（100 为种间和种内差异，10 为活性中间物苯乙烯 7，8-氧化物的致癌作用和遗传毒性）计算而得。假定 TDI 的 10%归于饮水，则饮用水中苯乙烯的限值为 0.02 mg/L。

苯乙烯在水中的嗅阈值也是 0.02 mg/L。

2.17 甲醛

甲醛为无色、刺激性气体，主要用于生产服醛树脂、酚类、三聚氰胺；也用于生产化妆品、杀霉菌剂、纺织品的防腐剂。水中的甲醛主要来自于排放的工业废水。饮用水中的甲醛主要是原水中天然有机物在用臭氧或氯消毒过程产生的。在臭氧消毒的饮用水中曾发现甲醛的浓度达到 30 μg/L 也已发现饮用水中甲醛可能是也从聚甲醛塑料装置中释放出来的。甲醛的物理化学特性表明它不太可能从水中挥发，因此，通过洗淋浴暴露甲醛的量预计是很少的。

甲醛对大鼠和豚鼠的经口 LD50 分别为 800 mg/kg 和 260 mg/kg。大鼠饮用含甲醛的水 2 年，雄性的剂量为 1.2 mg/(kg·d)、15 mg/（kg·d）和 82 mg/（kg·d），雌性为 1.8 mg/（kg·d）、21 mg/（kg·d）和 109 mg/（kg·d）。结果发现，最高剂量组出现摄食和饮水量减少、体重降低、胃黏膜增厚和肾脏乳头状坏死。在雌性大鼠还出现肾体比增加。该实验得出甲醛的 NOAEL 是 15 mg/（kg·d）。水中高浓度的甲醛可引起接触者

皮肤的刺激症状和过敏性皮炎。还有报道指出，透析液的甲醛污染与透析病人溶血性贫血的发生有关。

甲醛有致突变性并可与大分子结合引起 DNA 蛋白交连和 DNA 单链断裂。动物实验表明，甲醛可促进 DNA 合成，诱发上皮细胞微核的形成。甲醛经口染毒在动物诱发肿瘤的证据非常有限。大鼠饮用含上述剂量的甲醛水 2 年，未发现染毒组肿瘤发生率的增加。另一项大鼠的两年饮水实验表明，甲醛染毒量在 5mg/（kg·d）及以上时，剂量依赖地诱发白血病和淋巴肉瘤。经口一次给予大鼠甲醛后，可观察到肝脏鸟氨酸脱梭酶的增高，提示甲醛可能有促癌活性。但是，经皮染毒实验没有发现甲醛的致癌性或促癌性。大鼠暴露于 17 mg/m^3 的甲醛，每日 6 h，每周 5 d，共 2 年，染毒组大鼠鼻腔的鳞状细胞癌发生率明显增加。小鼠的实验也得出类似的结果。

IARC 将甲醛列为第 2A 组致癌物。但甲醛不是经口摄取的致癌物。

根据大鼠两年饮水实验得出的 NOAEL 值为 15 mg/（kg·d），采用不确定系数 100，计算出甲醛的 TDI 为 150 μg/kg。假定 TDI 的 20%来自于饮水，则饮用水中甲醛的限值为 0.9 mg/L。

世界卫生组织于 2005 年发布的资料认为，通过大鼠饮用水进行甲醛染毒 2 年的试验，产生口腔和胃黏膜病理作用，

推导甲醛在饮用水中的容许浓度为 2.6 mg/L。综合考虑饮用水中甲醛可能存在的浓度远低于容许浓度，因而没有必要制订饮用水中甲醛的准则值。

我国于 2001 年的《生活饮用水水质卫生规范》规定饮用水中甲醛的限值为 0.9 mg/L。

2.18 乙醛

《地表水环境质量标准》中乙醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》保持一致。

2.19 丙烯醛

《地表水环境质量标准》中丙烯醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.20 三氯乙醛

三氯乙醛（水合氯醛，trichloroacetaldehyde 或 chloralhydrate）是水中有机前体物质（如黄腐酸和腐殖酸）在水加氯消毒时产生的副产物。曾发现它在饮用水中的浓度可高达 100 μg/L，但是通常水中浓度低于 10 μg/L。一般地表水中的浓度高于地下水，其浓度在水的输送过程中显示增高。一项调查表明，三氯乙醛在饮水中的质量浓度为 0.01 μg/L ~ 5 μg/L。另一项调查显示，饮水中的三氯乙醛质量浓度为 10 μg/L ~ 100 μg/L。

水合氯醛是生产杀虫剂、除草剂和催眠药的中间体。水

合氯醛曾广泛地用作镇静剂或催眠药物，口服剂量高达 750 mg/d ~ 1000 mg/d。尽管临床使用的剂量大大高于从饮用水中摄入的量，但临床暴露是短期的。

虽然水合氯醛已经被用作成人和儿童镇静剂和催眠药物达几十年（特别是用于牙科操作）而且目前还继续在使用，但对它有无致癌作用仍不能肯定。基于对人类致癌的证据不足和有限的动物实验资料，IARC 将水合氯醛列为不能按对人有致癌性来分类。水合氯醛的遗传毒性的证据也是模棱两可的。

世界卫生组织《饮用水水质准则》（2004）认为三氯乙醛的基于健康的值为 0.1 mg/L 可以在 TDI[0.0045mg/（kg·d）] 的基础上通过以下实验计算出来。2 年小鼠试验，观察到 B6C3F1 小鼠肝脏病理学改变增加，饮水所占的配额为 80% 的 TDI，并设成人体重 60 kg，每天饮水量为 2 L 水。然而通常水合氯醛在饮用水中的浓度低于能观察到毒性效应的浓度，因此没有必要考虑建立准则值。

制订饮用水中三氯乙醛限值的依据为：三氯乙醛对小鼠的最小毒作用剂量为 16mg/（kg·d）。采用 10000 的安全系数（种内和种间差异为 100，10 倍系数是考虑该值由短期实验得出，另 10 倍系数是考虑用最小毒作用剂量来代替最大无作用剂量），得出 TDI 值为 16 mg/kg。假定 20%的三氯乙醛由水中摄入，则饮用水中三氯乙醛的限值为 0.01 mg/L。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》保持一致。

2.21 异丙苯

《地表水环境质量标准》中异丙苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.22 三氯苯

三氯苯类主要由1，2，3-三氯苯、1，2，4-三氯苯和1，3，5-三氯苯组成的混合物，其中以1，2，4-三氯苯为主。三氯苯被用作化学合成的中间体、溶剂、冷却剂、润滑剂和传热介质，也被用于染料、杀白蚁剂和杀虫剂。

饮用水中检出的三氯苯类，但水平很少超过1 μg/L。一般人群通过食物和空气暴露三氯苯。

三氯苯具有中等急性毒性。短期经口给药时，所有三种异构体主要显示相似的肝脏毒性。没有进行经口给药的慢性毒性和致癌性试验，而现有数据显示三种异构体不具有遗传毒性。

制定饮用水中三氯苯限值的依据，根据以上大鼠13周实验得出，三氯苯的NOAEL为7.7 mg/（kg·d）。采用不确定系数1000（100为考虑种间和种内差异，10为依据为短期实验）计算出三氯苯的TDI为7.7 μg/kg。假定TDI的10%归于饮水，则饮用水中三氯苯（总量）的限值是0.02 mg/L。该值

超过了水中 1，2，4-三氯苯最低嗅阈浓度为 0.005 mg/L。

《地表水环境质量标准》中三氯苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》保持一致。

2.23　四氯苯

《地表水环境质量标准》中四氯苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.24　二硝基苯

《地表水环境质量标准》中二硝基苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.25　2,4,6-三硝基甲苯

《地表水环境质量标准》中 2，4，6-三硝基甲苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.26　硝基氯苯

《地表水环境质量标准》中硝基氯苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.27　2,4-二硝基氯苯

《地表水环境质量标准》中 2，4-二硝基氯苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.28　苯胺

《地表水环境质量标准》中苯胺标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.29 丙烯酰胺

丙烯酰胺为白色无味片状结晶，用作聚丙烯酰胺生产的中间体和单体。丙烯酰胺和聚丙烯酰胺主要用于生产饮水净化以及城市、工业废水处理的絮凝剂，还作为灌浆剂用于修建饮用水井和蓄水池。丙烯酰胺在合成树脂、涂料、感光材料聚合物、印刷工业、皮革处理等方面有广泛的用途。

用聚丙烯酰胺絮凝剂处理饮用水时会产生丙烯酰胺单体的残留物。通常，水中该絮凝剂最大允许用量为 1 mg/L。当聚合物中单体的含量占 0.05%时，水中相对应的单体最大的理论浓度相当于 0.5 μg/L。实际浓度可能低 2 ~ 3 倍。这个浓度适用于阴离子和非离子聚丙烯酰胺，而阳离子聚丙烯酰胺中单体的残留水平可能会高些。聚丙烯酰胺还可以用作建造饮用水蓄水池和水井的灌浆剂。人的额外暴露可能源于食物，由于食物加工过程使用聚丙烯酰胺，而高温烹调食物可能生成丙烯酰胺。

丙烯酰胺摄入后快速被胃肠道吸收并广泛分布于体液中，它能够透过胎盘屏障。丙烯酰胺具有神经毒性，影响生殖细胞和减弱生殖功能。致突变试验中，虽然 Ames 试验呈阴性，但是在体外和体内的试验中，丙烯酰胺可诱导哺乳动物细胞的基因突变和染色体畸变。大鼠经过饮水接触丙烯酰胺的长期致癌性试验显示，丙烯酰胺可诱发雄性大鼠阴囊、甲状腺及肾上腺肿瘤和雌性大鼠乳腺、甲状腺及子宫肿瘤。国际癌

症研究所将丙烯酰胺列入 2A 组。最近的资料显示通过烹调过的食物而暴露于丙烯酰胺的量大大高于先前的认识。这一新的信息对于危险性评估的意义还未得到肯定。

世界卫生组织的资料（2004）推荐饮用水中基于健康的准则值为 0.0005 mg/L，该值相当于终生癌症超额危险水平 10-5 的上限值。由于定量检验工作有一定难度，饮用水中的含量可以通过产品规格或用量来控制。

制定饮用水中丙烯酰胺限值的依据：根据丙烯酰胺在雌性大鼠诱发乳腺、甲状腺和子宫的恶性肿瘤，采用线性多阶段模型，得出饮水中丙烯酰胺的质量浓度为 0.05 μg/L、0.5 μg/L 和 5 μg/L 时，终生患癌的超额危险度分别为 10^{-6}、10^{-5} 和 10^{-4}。

本标准参考世界卫生组织资料，将饮用水中丙烯酰胺啊限值标准定为 0.0005mg/L。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.30 邻苯二甲酸二（2-乙基已基）酯

邻苯二甲酸二(2-乙基已基)酯[di(2-ethylhexyl)phthalate，DEHP]为无臭黏稠液体，主要用于聚氯乙烯产品和氯乙烯共聚树脂的增塑剂，还可代替多氯联苯作为小蓄电池的电解质。DEHP 在水中不易溶解，主要通过工业废水污染水源。由于含有 DEHP 的产品使用广泛的特件，个体暴露 DEHP 的差异

很大。通常，食物仍是主要的暴露途径。

地表水、地下水和饮用水中 DEHP 的浓度为每升数微克；有报道，在污染了的地表水和地下水中浓度为每升几百微克。

DEHP 的 TDI 为 25 μg/kg 体重，依据的 NOAEL 值（大鼠试验；肝过氧化酶体增重）为 2.5 mg/（kg·d），不确定性系数为 100（种间和种内差异）计算。

DEHP 很快经大鼠胃肠道吸收。包括人类在内的灵长类在摄取 DEHP 后的吸收量都较低。同时还观察到在代谢模式上，存在种间差异。大多数动物从尿中排出的主要是结合的单酯。然而，大鼠主要排出终末氧化产物 DEHP 在体内广泛存在，在肝脏和脂肪组织中的水平最高，没有显示明显的蓄积。急性经口毒性低。对其毒性研究中最显著的效应是肝过氧化酶体的增多，显示过氧化酶活性增加和组织病理学改变。已有的信息提示，包括人类在内的灵长类对这些效应远不如啮齿类动物敏感。在大、小鼠长期经口给药的致癌性试验中，发现肝细胞的癌变。IARC 作出 DEHP 是人可能的致癌物的结论（2B 类）。在 1988 年 JECFA 评估了 DEHP 和提出人类通过食物暴露该化合物减低至最低水平是可以达到的。该委员会认为用替代的增塑剂或替代含有 DEHP 的塑料材料可以达到这一目的。在许多体外和体内的实验中 DEHP 及其代谢物没有证据显示除了非整倍体诱变和细胞转化以外的遗传毒性。

对健康的影响：DEHP 的急性毒性很低，小鼠和大鼠的

经口 LD50 均大于 20 g/kg。肝脏和睾丸是 DEHP 毒作用的主要靶器官。大鼠的经口染毒实验显示，DEHP 可引起肝脏肿大、血清甘油三酯和胆固醇降低、肝脏脂肪蓄积和糖原减少、肝脏 DNA 合成改变以及肝脏过氧化物小体、线粒体和内质网的改变等，其中肝脏过氧化物小体增殖是 DEHP 最为显著的效应。以过氧化物小体增殖为指标，大鼠 14 d 灌胃实验显示 DEHP 的 NOAEL 为 25 mg/（kg·d），而 7d 和 3 周喂饲实验的 NOAEL 分别为 2.5 mg/（kg·d）和 10 mg/（kg·d）。DEHP 诱导过氧化物小体增殖的效应有明显的种属差异，灵长类和人对 DEHP 的作用不敏感。也有研究发现，DEHP 可引起大鼠肾脏和甲状腺功能的改变。

制定饮用水中 DEHP 限值的依据：IARC 将 DEHP 归为 2B 组。由于缺乏 DEHP 的遗传毒性证据以及过氧化物小体增殖与 DEHP 引起的肝癌发生有关，根据 DEHP 对大鼠过氧化物小体的最低 NOAEL 为 2.5 mg/（kg﹒d），采用不确定系数 100（考虑种间和种内变异），计算出 DEHP 的 TDI 为 25μg（kg﹒d）。假定 TDI 的 1%归于饮水，则饮用水中 DEHP 的限值为 0.008mg/L。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.31 水合肼

《地表水环境质量标准》中水合肼标准值与《生活饮用

水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.32　四乙基铅

《地表水环境质量标准》中四乙基铅标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.33　吡啶

《地表水环境质量标准》中吡啶标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.34　松节油

《地表水环境质量标准》中松节油标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。青海湖水环境评价指标体系与《地表水环境质量标准》保持一致。

2.35　苦味酸

《地表水环境质量标准》中苦味酸标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.36　丁基黄原酸

《地表水环境质量标准》中丁基黄原酸标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.37　活性氯

《地表水环境质量标准》中活性氯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.38 环氧七氯

《地表水环境质量标准》中环氧七氯苯标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.39 内吸磷

《地表水环境质量标准》中内吸磷标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.40 百菌清

百菌清是一种新型杀菌剂，其化学名称为 2，4，5，6-四氯-1，3 苯二腈。

对健康的影响: 百菌清的大鼠经口 LD50 大于 5700 mg/kg; 小鼠经口 LD50 大于 15000 mg/kg。一次染毒和 90 d 喂养试验未发现对大鼠骨髓细胞染色体有诱变作用，但实验表明它有致突变作用。54 周喂养试验发现，10 mg/kg 剂量组大鼠未见任何不良效应。100 mg/kg 和 10000 mg/kg 组大鼠的肾小管上皮细胞胞质中散在大小不等的空泡和线粒体轻度肿胀。此外，10000 mg/kg 组大鼠肾脏的相对重量显著高于对照组，同时发现前胃黏膜上皮增厚、乳头样增生及乳头状瘤。百菌清对皮肤和眼有轻度的原发刺激作用。豚鼠皮肤致敏试验表明，百菌清是强致敏物，可诱发迟发型变态反应。

制订饮用水中百菌清限值的依据：根据慢性动物实验的结果，计算出百菌清的 ADI 为 0.00625 mg/kg。按体重 60 kg，每日饮水量为 3 L，ADI 的 10%归因于饮水，则饮用水中百菌

清的限值为 0.01 mg/L。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.41 甲萘威

《地表水环境质量标准》中甲萘威标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.42 溴氰菊酯

溴氰菊酯为拟除虫菊酯类广谱杀虫剂，能有效杀灭螨类以外的大多数农业害虫，广泛用于棉花、果树、茶叶、蔬菜，还可以防治家畜体外寄生虫，控制卫生害虫和仓储害虫。水中溴氰菊酯主要来源于工业废水的排放。

溴氰菊酯对小鼠和大鼠的经口 LD50 分别为 19 mg/kg ~ 34 mg/kg 和 31 mg/kg ~ 139 mg/kg。大鼠的经皮 LD50>2000 mg/kg，吸入 LD50>2000 mg/m^3。豚鼠实验表明，溴氰菊酯没有致敏作用。

经口给予大鼠溴氰菊酯 13 周，动物出现轻度兴奋和体重减轻，该实验得出溴氰菊酯的 NOAEL 为 1 mg/kg。大鼠、小鼠和狗的两年喂饲实验得出溴氰菊酯的 NOAEL 分别为 100 mg/kg，50 mg/kg、40 mg/kg［饲料中的含量，相当于 1mg/（kg·d）］。

目前尚未发现溴氰菊酯有致突变性、致癌性和致畸性。大鼠的 3 代生殖毒性实验没有发现溴氰菊酯有生殖毒性。

推导饮用水中溴氰菊酯限值的依据：根据实验资料，溴氰菊酯的 ADI 为 0.01 mg/kg。按体重 60 kg，每天摄水量 3 L，ADI 的 10%归于饮水，则饮用水中溴氰菊酯的限值为 0.02 mg/L。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

2.43 微囊藻毒素-LR

微囊藻毒素-LR 是藻类分泌的毒素。至今已检定出 80 多种微囊藻毒素，其中只有少数几种经常存在而且浓度较高。微囊藻毒素-LR 是其中最常见、在同类物中毒性最强的一种。经常存在的蓝细菌属中浮颤藻和鱼腥藻含有这类毒素。微囊藻毒素常存在于细胞内，只有当细胞破裂时，大量微囊藻毒素释放到周围水体中。

世界卫生组织于 1998 年公布了微囊藻毒素-LR 的暂行准则值为 0.001mg/L。是根据小鼠 13 周的经口试验中观察到肝的病理改变得出的，是从 TDI 为 0.04 μg/kg 体重推算而得。

微囊藻毒素-LR 是一种真核生物蛋白质丝氨酸/苏氨酸磷酸酶 1 和 2A 的强抑制剂。微囊藻毒素毒性的主要靶器官是肝脏，因为微囊藻毒素穿过细胞膜，主要是通过胆酸运载蛋白。准则推导主要是基于一项小鼠的 13 周经口试验，并得到一个猪的 44 d 经口试验的支持。其他有大量家畜和野生动物中毒的记录。

人主要通过饮水暴露蓝藻毒素。微囊藻毒素-LR 不能穿过细胞膜，因此不可能经皮肤吸收。加拿大 Alberta 地区的调查显示，湖泊和池塘中的微囊藻毒素-LR 干重生物量的含量为 4 μg/g ~ 605 μg/g，最高达 1500 μg/g。从 1990-1992 年间在上述地区 19 个湖泊中采集的 380 多个水华生物样本中，70%以上可检出微囊藻毒素-LR。我国一些水源水的调查显示，微囊藻毒素-LR 的质量浓度<0.02 μg/L ~ 35.3 μg/L。

对健康的影响：经静脉或腹腔给予小鼠和大鼠亚致死量的放射性标志的微囊藻毒素，发现毒素可在小肠和肝脏被胆汁酸载体转运。约有 70%的毒素很快聚集于肝脏，肾脏和小肠也可聚集相当数量的微囊藻毒素-LR。微囊藻毒素-LR 排泄很快，总量的 75%在 12 h 内排出。剩余的 24%在 6 d 后排泄，其中约有 9%经尿排出，15%经粪便排泄。

微囊藻毒素-LR 不易穿过细胞膜，因此不能进入大多数组织。它可通过多种特异性的有机离子转运系统穿过回肠，然后主要进入肝细胞。肝脏在微囊藻毒素的解毒过程中起着重要的作用。微囊藻毒素-LR 的解毒代谢产物更易溶于水。

研究表明，微囊藻毒素没有致突变性。但一项研究发现它可引起人淋巴细胞染色体的断裂，并有明显的剂量反应关系。一些动物实验提示微囊藻毒素有促癌活性。两阶段小鼠皮肤致癌实验发现微囊藻提取物可促进二甲基苯蒽诱发的皮肤癌。另一项大鼠实验观察到微囊藻毒素-LR 可促进二乙基

亚硝胺在肝脏诱发的胎盘型谷胱甘肽 S-转移酶。体内和体外实验表明，微囊藻毒素-LR 是蛋白丝氨酸/苏氨酸磷酯酶 1 和 2A 的强蛋白抑制剂，而此类物质被认为是非 TPA 型肿瘤促长剂。微囊藻毒素-LR 对 1 型和 2 型蛋白磷酯酶活性的抑制作用与已知的蛋白磷酯酶抑制剂和肿瘤促长剂大田软海绵酸（okadaic acid）相似。

在澳大利亚棕榈岛，水源的蓝藻水华经硫酸铜处理后一周内，在儿童为主的 140 人中出现了以呕吐，肝肿大，合并有电解质、葡萄糖和血浆蛋白丢失的肾功能异常。后来在水中检出了蓝藻毒素。

我国江苏海门市和广西壮族自治区福绥的流行病学调查发现，原发性肝癌发病率和饮用来自池塘和沟渠的水有密切关系。1993 年和 1994 年，当地这些水中微囊藻毒素质量浓度在 0.058 μg/L ~ 0.460 μg/L 之间，最高浓度出现在 6 月到 9 月。对广西壮族自治区 26 个饮用水样进行的调查表明，池塘，沟渠和河水中微囊藻毒素的检出频率较高，而在浅井和深井水中没有检出。

制定饮用水中微囊藻毒素-LR 限值的依据：目前还没有足够的实验数据来确定蓝藻毒素总量的最高容许浓度。因此，现阶段只能确定微囊藻毒素-LR 的最高容许浓度。

一项小鼠 13 周肝脏病理学变化实验得出微囊藻毒素-LR 的 NOAEL 值为 40 μg（kg·d）。乘以不确定系数 1000（100

为考虑种间和种内差异，10 为考虑缺乏慢性毒性和致癌性的数据）得到微囊藻毒素-LR 的 TDI 是 0.04 μg/（kg·d）。由于其他途径的暴露较少，因此假定 TDI 的 80%归于饮水。由此得出，饮用水中微囊藻毒素-LR（游离和细胞结合态）的限值是 0.001 mg/L。

采取措施，减少生成水华的可能性，包括对集水区和水源水的管理，如减少营养物负荷或变换蓄水池的分层和混合。有效的水处理以去除蓝细菌，包括过滤除去整个细胞。有效去除水中游离微囊藻毒素（以及大多数其他游离的蓝细菌毒素），包括采用臭氧或氯气在足够的剂量和接触时间下进行氧化，以及使用颗粒活性炭和粉末活性炭。

《地表水环境质量标准》中甲醛标准值与《生活饮用水水质卫生规范》中规定的标准值相同。

3 元素和单质参考值制定依据

3.1 铁

世界卫生组织饮用水导则中指出，厌氧地下水可能含有浓度高达每升几毫克的铁，当直接从井中泵出时，水中不会变色或浑浊。然而，当暴露在大气中时，亚铁会氧化成铁，使水呈现出令人反感的红棕色。铁还促进“铁细菌”的生长，铁细菌的能量来源于亚铁氧化为三价铁，并在这个过程中在管道上沉积一层黏糊糊的涂层。浓度超过 0.3 mg/L 时，洗衣

房和管道固定装置会被铁弄脏。铁浓度低于 0.3 mg/L 时，通常不会有明显的味道，尽管可能会出现浑浊和变色。铁没有提出基于健康的指导值。《地表水环境质量标准》（GB 3838-2002）也采用了此限值。青海湖水质调查结果显示，青海湖水中铁浓度最高值小于 0.17 mg/L。因此，本标准选择 GB 3838 的限值作为参考值。

3.2 锰

世界卫生组织饮用水导则中指出，供水中的锰含量超过 0.1 mg/L 时，可能会导致饮料产生不良味道，并污染卫生器具和衣物。饮用水中的锰和铁一样，可能会导致分配系统中沉积物的积累。浓度低于 0.1 mg/L 通常是消费者可以接受的。即使在 0.2 mg/L 的浓度下，锰也经常会在管道上形成涂层，可能会以黑色沉淀物的形式脱落。锰 0.4 mg/L 的健康基准值高于 0.1 mg/L 的可接受阈值。然而，在某些条件下，锰的浓度可能高于 0.1 mg/L，并且与其在大多数饮用水中的通常溶解度相比，锰可能在溶液中停留更长的时间。《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）也采用了此限值。青海湖水质调查结果显示，青海湖水中铁浓度最高值小于 0.17 mg/L。因此，本标准选择 GB 3838 的限值作为参考值。

3.3 黄磷

黄磷不溶于水，微溶于苯、氯仿，易溶于二硫化碳。健

康危害。

急性吸入中毒表现有呼吸道刺激症状、头痛、头晕、全身无力、呕吐、心动过缓、上腹疼痛、黄疸、肝肿大。重症出现急性肝坏死、中毒性肺水肿等。口服中毒出现口腔糜烂、急性胃肠炎，甚至发生食道、胃穿孔。数天后出现肝、肾损害。重者发生肝、肾功能衰竭等。本品可致皮肤灼伤，磷经灼伤皮肤吸收引起中毒，重者发生中毒性肝病、肾损害、急性溶血等，以致死亡。慢性中毒引起神经衰弱综合征、消化功能紊乱、中毒性肝病。引起骨骼损害，尤以下颌骨显著，后期出现下颌骨坏死及齿槽萎缩。

急性毒性：LD50：大鼠经口 LD50：3.03mg/kg；小鼠经口 LD50：4820 μg/kg。

大鼠经口最低中毒剂量(TDLo): 11 μg/kg(孕 1～22 天)，对雄性生育指数有影响，植入后死亡率升高和每窝胎数改变。

3.4 钼

钼单质为银白色金属，硬而坚韧。钼常温或在不太高的温度下，在空气或水里是稳定的。

钼在土壤中天然存在。钼用于生产特种钢和颜料，钼的化合物用作润滑剂的添加剂；在农业上用来防止作物钼的缺乏。

钼作为一种必需元素，估计成人每日需要量为 0.1 mg～0.3 mg。没有关于经口服用钼有致癌作用的数据。

钼对温血动物和鱼类的影响较小。高含量钼对植物有不良影响，水体中钼浓度达到 5 mg/L 时，水体的生物自净作用会受到抑制。

饮用水中钼的浓度一般低于 0.01 mg/L。在钼的矿区附近已有报告浓度可高达 0.2 mg/L。

钼的 NOAEL 为 0.2 mg/L，是根据人通过饮水暴露进行 2 年的试验。考虑种内差异，因为钼是人体的一种必需元素，将不确定系数订为 3。世界卫生组织于 1993 年提出钼的基于健康的准则值为 0.07 mg/L，这是基于人通过饮水暴露所进行了 2 年的试验得出的，此值正在动物毒性试验结果推导的范围之内，也与每日需要量相符合。

《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中规定的钼的限值为 0.07 mg/L;《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的钼的限值为 0.07 mg/L;《地下水质量标准》（GB/T 14848－2017）地下水非质量常规指标中规定的钼的限值为 I 类不高于 0.001 mg/L，II 类不高于 0.01 mg/L，III 类不高于 0.07 mg/L，IV 类不高于 0.15 mg/L，V 类高于 0.15 mg/L。《城市供水水质标准》（CJ/T 206－2005）城市供水水质非常规项目中规定的钼的限值为 0.07 mg/L。美国饮用水标准和卫生建议规定的钼的限值为儿童每 10kg 体重 1 日摄入量 0.08 mg/L，10 日摄入量为 0.08 mg/L，RfD 为 0.005 mg/kg/d，DWEL 为

0.2 mg/L，终生为 0.04 mg/L，致癌性分类为 D 类。

3.5 钴

钴，元素符号 Co，在化学周期表中排 27 号，是一种金属元素，质地硬而脆。其熔点达到 1500 ℃左右，沸点约 3100 ℃，相对密度 8.9 g/cm³，摩氏硬度 5—5.5。钴有很多特性，其在高温下能够保持较高的强度，并且具有较低的导热性和导电性以及较强的铁磁性。

钴是生产耐热合金、硬质合金、防腐合金、磁性合金和各种钴盐的重要原料。钴消费中约 70%是金属态钴，主要用于超级耐热合金、工具钢、硬质合金、磁性材料等方面。以化合物形式（催化剂、干燥材料、试剂、陶瓷釉等）消费量约 25%，其余约 5%。

钴的外貌和纯铁或镍相似，硬度高于铁，电解沉积出来的钴其硬度又高于高温生产的金属钴。钴中含有少量碳时（最高达 0.3%）会增大钴金属的抗张强度和耐压强度，而不会影响其硬度。钴可以机械加工，但略有脆性。钴的物理性质不仅在极大程度上依赖于钴的纯度，而且也依赖于存在的异形变体（或异形变体混合物），关于钴（即使其纯度高于 99.9%）已报道的物理性质常会有不一致的数据，这大概只能用钴的两种异构变体之间转化速度很慢来加以解释。

像铁和镍一样，钴是铁磁性的，虽然铁在铁磁性元素中具有最高的磁化强度，而钴却是可以增大此磁化强度的唯一

元素，纯铁的磁化强度为 21500 Gs，而组成为 65%Fe、35%Co 的合金其磁化强度却可最高达到 24 · 30 0Gs。钴的更优越的磁性已知最高的居里点 1121 ℃，已发展出多种多样的特种专用的钴钢和钴合金材料。

钴的化合价为+2 价和+3 价。在常温下不和水作用，在潮湿的空气中也很稳定。在空气中加热至 300℃以上时氧化生成 CoO，在白热时燃烧成 Co_3O_4。氢还原法制成的细金属钴粉在空气中能自燃生成氧化钴。由电极电势看出，钴是中等活泼的金属。其化学性质与铁，镍相似。高温下发生氧化作用。加热时，钴与氧，硫，氯，溴等发生剧烈反应，生成相应化合物。钴可溶于稀酸中，在发烟硝酸中因生成一层氧化膜而被钝化。钴会缓慢地被氢氟酸，氨水和氢氧化钠浸蚀。钴是两性金属。

钴是人体和植物所必须的微量元素之一，在人体内钴主要通过形成维生素 B12 发挥生物学作用及生理功能。此外钴对铁的代谢、血红蛋白合成、细胞发育等均有重要生理功能。有色金属冶炼厂和加工厂等企业的废水中常含高浓度的钴，例如铅、锌工厂废水中钴的浓度可达 0.5 mg/L ~ 1.0 mg/L。经常注射钴或暴露于过量的钴环境中，可引起钴中毒。儿童对钴的毒性敏感，应避免使用每千克体重超过 1 mg 的剂量。在缺乏维生素 B12 和蛋白质以及摄入酒精时，钴毒性会增加，这在酗酒者中常见。吸入钴化合物有时会出现支气管哮喘；

研磨钴化合物能引起急性皮炎，有时皮肤表面形成溃疡。金属钴和钴的氧化物最高容许浓度为 0.5 mg/m^3。硫酸钴粉尘对眼、鼻、呼吸道及胃肠道粘膜有刺激作用，引起咳嗽、呕吐、腹绞痛、体温上升、小腿无力等，皮肤接触可引起过敏性皮炎、接触性皮炎。当摄入钴超过 500 mg 人就会中毒。钴在土壤溶液中浓度为 10 mg/L 时，可使农作物死亡。

《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中未规定钴的限值;《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的钴的限值为 1.0 mg/L; 《地下水质量标准》（GB/T 14848－2017）地下水非质量常规指标中规定的钼的限值为 I 类不高于 0.005 mg/L，II 类不高于 0.05 mg/L，III 类不高于 0.05 mg/L，IV 类不高于 0.10 mg/L，V 类高于 0.10 mg/L。

3.6 铍

环境中铍的主要来源是矿物燃料燃烧、岩石和沉积物的风化、大气降尘以及度弃物排放。铍主要用于制造核反应堆和航天工业的合金材料，也用于制造陶瓷、电器和电子器材等。

饮用水中铍的浓度很低，通常低于 0.1 μg/L。某些食物可能含有少量，但总食人量低于 0.015 mg/d。自饮用水摄入的量可能少于总摄入量的 30%，自空气吸人的量可能比从食物和水要少的多，但它是示的毒性和危害比较大。吸烟者比不

吸烟者可能摄入较多量的铍。

铍在胃肠道中吸收率比较低，因为通常 pH 时铍不溶解于水。彼吸收后主要存积于骨骼中，生物半衰期长于 1 年。

大鼠的饮用水长期暴露试验未见有不良反应。有报告说饮用水中的浓度大于 5 mg/L 时可以轻微减轻体重。

IARC 于 1993 年将和饭的化合物列人 A1 组（有足够证据证明使人和动物玫），这可能是指通过吸人途径引起的，经口试验则未见有此反应。

美国 EPA 制定的铍的最高污染水平目标值 MCLG 为 0.004 mg/L，世界卫生组织的《饮用水水质准则（2004）》，欧盟饮用水水质指令（1998）以及日本、澳大利亚的现行标准均未制定饮用水中铍的标准。俄罗斯的饮用水卫生标准（2002）中镇的标准值为 0.0002 mg/L。我国卫生部发布《生活饮用水水质卫生规范（2001）》规定铍的限值为 0.002 mg/L。规定此限值的依据是：以大鼠为实验动物，饮用含镀浓度为 0.2 mg/L 饮水 3 个月，与对照组相比。未见有任何明呈差别，未观察到有害作用水平(NOEAL)为 0.2 mg/L，选用不确定系数为 100，从而推导出饮用水中被的限值为 0.002 mg/L。

《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中规定的铍的限值为 0.002 mg/L;《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的铍的限值为 0.002 mg/L;《地下水质量标准》（GB/T 14848

－2017）地下水非质量常规指标中规定的铍的限值为 I 类不高于 0.0001 mg/L，II 类不高于 0.0001 mg/L，III 类不高于 0.0002 mg/L，IV 类不高于 0.06 mg/L，V 类高于 0.06 mg/L。《城市供水水质标准》（CJ/T 206－2005）城市供水水质非常规项目中规定的铍的限值为 0.02 mg/L。美国饮用水标准和卫生建议中建议的铍的限值为 MCLG 为 0.004 mg/L，MCL 为 0.004 mg/L，儿童每 10kg 体重 1 日摄入量 30 mg/L，10 日摄入量为 30 mg/L，RfD 为 0.002 mg/kg/d，DWEL 为 0.07 mg/L，致癌性分类为 D 类。美国马里兰岛水质标准规定的铍的上限值为所有类别 0.10 mg/L；科罗拉多州水质标准规定的铍的上限值为农业用水 0.10 mg/L；哥伦比亚区水质标准规定的钡的上限值为 C 类 150 mg/L，D 类 0.0004 mg/L；佛罗里达州水质标准规定的铍的自来水水源 I 类上限值 0.011 mg/L，二级上限值为 1.10 mg/L，娱乐、鱼类与野生生物 III 类上限值 0.011 mg/L，二级上限值为 1.10 mg/L，农业水源 IV 类上限值 0.1mg/L，二级上限值为 0.5 mg/L；肯塔基州水质标准规定的铍的温水水生生物栖息地上限值为 11 μg/L，二级上限值为 1100 μg/L；密苏里州水质标准规定的铍的上限值为灌溉水源 100 μg/L，保护温水水生动物 5 μg/L，冷水运动鱼类 5 μg/L；北卡罗来纳州水质标准规定的铍的上限值为淡水水源 WS-I 类 11 μg/L，淡水水源 WS-II 类 11 μg/L，淡水水源 WS-III 类 11 μg/L，淡水水源 B 类 11 μg/L，淡水水源 C 类 11 μg/L；内

华达州水质标准规定的铍的上限值为所有类别 0.11 mg/L；纽约州水质标准规定的铍的上限值为 AA 类 11 μg/L，A 类 11 μg/L，B 类 11 μg/L，C 类 11 μg/L，AA 类特 I 级 11 μg/L，AA 类特 II 级 11 μg/L，A 类特 I 级 11 μg/L，二级上限值为 AA 类 1100 μg/L，A 类 1100 μg /L，B 类 1100 μg/L，C 类 1100 μg/L，AA 类特 I 级 1100 μg/L，AA 类特 II 级 1100 μg/L，A 类特 I 级 1100 μg/L；俄亥俄州水质标准规定的铍的上限值为农业水源 100 μg/L；罗得岛水质标准规定的铍的上限值为淡水 B 类 7.5 μg/L，淡水 C 类 7.5 μg/L，淡水 D 类 7.5 μg/L，二级上限值为淡水 B 类 0.17 μg/L，淡水 C 类 0.17 μg/L，淡水 D 类 0.17 μg/L；托管地水质标准规定的铍的上限值为海滨水 AA 类 0.1 mg/L，海滨水 A 类 0.1 mg/L，海滨水 B 类 0.1 mg/L，淡水 1 类 6.8 μg/L。

3.7 硼

硼的化合物用于制造玻璃、肥皂和清洁剂并可用作阻燃剂。因为硼存在于多种可食用的植物中，因此一般人群是通过食物而摄取硼，地下水中通常存在硼，而地面水中的硼常常来自于经处理的排放污水，污水中总会有一些清洁剂。饮用水中硼的浓度取决于环境地质条件和废水的排放。对大部分地区而言，饮用水中硼的浓度约在 0.1 mg/L ~ 0.3 mg/L 之间。实验动物经口暴露硼酸或硼砂的短期和长期试验显示，雄性生殖道为一个固定的毒性靶点。通过进食和饮水给予大

鼠、小鼠和狗以硼酸或硼砂，可观察到睾丸的损伤。对大鼠、小鼠和兔子的实验可证实其发育毒性。大量致突变试验的阴性结果显示硼酸和硼砂不具传毒性。大鼠、小鼠的长期实验，硼酸和硼砂不增加肿瘤的发病率，硼的 TDI 值为 0.16 mg/kgE 体重。是依器 NOAEL 值（大鼠的发育毒性试验，胎鼠体重减轻）为 9.6 mg/（kg · d），使用不确定系数为 60（10 为种间基异，6 为种内差异）推算面得。世界卫生组织设计的准则值为 0.5 mg/L，该准则值设为暂行的，因为在天然高硼地区，使用现有的处理技术，达到准则值是有困难的。

GB 5749－2006仍采用《生活饮用水水质卫生规范(2001)》中规定的 0.5 mg/L 限值。《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中规定的硼的限值为 1.0 mg/L; 《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的硼的限值为 0.5 mg/L; 《地下水质量标准》（GB/T 14848－2017）地下水非质量常规指标中规定的钼的限值为 I 类不高于 0.02 mg/L，II 类不高于 0.10 mg/L，III 类不高于 0.50 mg/L，IV 类不高于 2.00 mg/L，V 类高于 2.00 mg/L。《城市供水水质标准》（CJ/T 206－2005）城市供水水质非常规项目中规定的钼的限值为 0.5 mg/L。世界卫生组织《饮用水水质准则（第 2 版）》饮用水中对健康有影响的化学物质建议硼的指导值为 0.5 mg/L; 美国饮用水标准和卫生建议规定的钼的限值为儿童每 10kg 体重 1 日摄入量 4 mg/L，

10 日摄入量为 0.9 mg/L，RfD 为 0.09 mg/kg/d，DWEL 为 3 mg/L，终生为 0.6 mg/L，致癌性分类为 D 类。美国亚利桑那州水质标准规定的硼的上限值为农田灌溉用水用水水源 1.0 mg/L（总量）。马里兰岛水质标准规定的硼的上限值为所有类别 5.00 mg/L；科罗拉多州水质标准规定的硼的上限值为农业用水 0.75 mg/L；佛罗里达州水质标准规定的铍的农业水源 IV 类上限值 0.75mg/L；伊利诺伊州水质标准规定的硼的上限值为一般用水 1.0 mg/L；堪萨斯州质标准规定的硼的上限值为农田灌溉 0.75 mg/L，家畜用水 5 mg/L；明尼苏达州水质标准规定的硼的上限值为农业与野生生物 0.5 mg/L；密苏里州水质标准规定的硼的上限值为灌溉水源 750 μg/L；北达科他州水质标准规定的硼的上限值为 I 类 0.75 mg/L，IA 类 0.75 mg/L，II 类 0.75 mg/L，III 类 0.75 mg/L；内华达州水质标准规定的硼的上限值为所有类别 1.0 mg/L；纽约州水质标准规定的硼的上限值为 AA 类 10000 μg /L，A 类 10000 μg /L，B 类 10000 μg /L，C 类 10000 μg /L，SA 类 10000 μg /L，SB 类 1000 μg /L，SC 类 1000 μg /L，AA 类特 I 级 10000 μg /L，AA 类特 II 级 10000 μg /L，A 类特 I 级 10000 μg /L；波多黎各州水质标准规定的硼的上限值为 SB 类 4800.0 μg/L，SC 类 4800.0 μg/L，SE 类 1000.0 μg/L；托管地水质标准规定的硼的上限值为海滨水 AA 类 5.0 mg/L，海滨水 A 类 5.0 mg/L，海滨水 B 类 5.0 mg/L。

3.8 锑

锑是生成硬质合金的原料。职业暴露可能是暴露的主要来源。饮用水中锑最常见的来源是从金属管材和管件溶解出来。

在地下水和地表水中通常的浓度范围为 0.1 μg/L ~ 0.2 μg/L；饮用水中的浓度一般小于 0.5 μg/L。

用含有锑的酒石酸钾盐的水给大鼠染毒 90 d，观察到体重增长减少、进食和饮水量下降，得到 NOAEL 值为 6.0 mg/kg 体重；同时使用不确定系数 1000（组内、组间的差异为 100，研究的持续期短为 10），从而得到 TDI 值为 6 mg/kg 体重。

近年来有关锑的毒性数据明显增多，其中有些是经腹膜内染毒。饮用水中锑的价态可能是决定毒性的关键。含锑材料释放的锑多以五价形式存在，而五价锑的毒性较弱。三氧化锑的亚慢性毒性比易溶于水的酒石酸钾锑为低。三氧化锑的生物利用度很低，只在某些体外试验中，而不是体内试验中显示遗传毒性，然而可溶性的三价锑盐在体外和体内试验中均显现遗传毒性作用。在动物实验中，还没有获得可溶或不可溶锦化合物潜在致癌作用的定量数据。国际癌症研究中心认为三氧化锑是对人可能的致癌物（2B 类），这是基于大鼠吸人染毒试验。酒石酸钾锑长期经口慢性染毒，可能并不增加致癌危险性。锑经吸入暴露具有致癌性，仅对肺而言，而不是对其他组织。长期吸入过量的不溶性颗粒物，直接导

致肺损伤。尽管存在某些吸入锑化合物而致癌的证据，但没有数据能表明经口途径暴露具有致癌作用。

美国环保署推荐的优先有毒污染物的水质基准，其中保护人体健康方面消费水和生物锑的基准值为 5.6，只消费生物基准值为 640；《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中规定的锑的限值为 0.005 mg/L；《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的锑的限值为 0.005 mg/L；《地下水质量标准》（GB/T 14848－2017）地下水非质量常规指标中规定的锑的限值为 I 类不高于 0.0001 mg/L，II 类不高于 0.0005 mg/L，III 类不高于 0.005 mg/L，IV 类不高于 0.01 mg/L，V 类高于 0.01 mg/L。《城市供水水质标准》（CJ/T 206－2005）城市供水水质非常规项目中规定的锑的限值为 0.005 mg/L。世界卫生组织《饮用水水质准则（第 2 版）》饮用水中对健康有影响的化学物质建议锑的指导值为 0.005 mg/L；美国饮用水标准和卫生建议中建议的锑的限值为 MCLG 为 0.006 mg/L，MCL 为 0.006 mg/L，儿童每 10kg 体重 1 日摄入量 0.01 mg/L，10 日摄入量为 0.01 mg/L，RfD 为 0.0004 mg/kg/d，DWEL 为 0.01 mg/L，终生为 0.006 mg/L，致癌性分类为 D 类。

3.9 镍

镍主要用于不锈钢和镍合金的生产。对于不吸烟和非职业接触的人群而言，食物是人接触镍的主要途径，从水中摄

入的镍只占经口摄入总量的一小部分。然而在镍严重污染的地方，或者从天然含镍的地下水流过来的水源，或者饮水是来自某种盛水容器；来自用了易受侵蚀材料的水井；来自镀镍或铬的水龙头，这种情况下从饮用水中摄人镍的比例就会很高。

饮用水中镍的浓度一般低于 0.02 mg/L，从水龙头和水管配件释放镍时，可能达到 1 mg/L。在特殊情况下，当地下有天然的或工业的镍沉积物释放时，饮用水中镍的浓度可能会更高。

镍的 TDI 值为 12 μg/kg 体重，这是从禁食的空腹病人经口试验得出的 LOAEL 值推导而来。虽然准则值接近急性 LOAEL。LOAEL 是以饮水总暴露为基础的，在空腹时从饮水中吸收比从食物吸收要高 10 ~ 40 倍。因此，根据受试者在空腹情况下进行的饮水试验，得到可接受的口服摄入总量，可以认为是在最严格的情况下得到的结果。

从一项进行很好的大鼠两代试验得出的毒性总值为 130 μg/L，然而，总毒性值对于对镍敏感的个体的保护可能还不够，对这些人足够高的经口摄人量已显示会引起湿疹反应。

IARC 的结论认为，吸入的镍化合物对人是致癌的（第 1 组），金属镍可能是致癌的（2B 组）。然而，对经口暴露于镍的致癌风险尚缺乏证据。从一项用管饲法喂养大鼠，进行了两代生殖研究，在成年鼠和它们后代的所有终点试验中都

得到明确的 NOAEL，这里包括整体的以及雌雄鼠的生殖系统表现，子代的生长发育，以及胚胎植人后期/围产期的致死率。对一般人群，最常见的镍的作用是引起过敏性接触性皮炎。

世界卫生组织于1993年提出的基于健康的镍的准则值为0.02 mg/L，此值对镍敏感的个人有足够的保护作用。2004 年提出的准则值改为 0.07 mg/L，因为镍对围产期死亡率的影响水平还有不确定性，提出的值只作为暂行准则值。

《生活饮用水水质卫生规范（2001）》中规定限值为 0.02 mg/L，几年的实施认为此值对保护饮用水免受含镍管材和管件还是适宜的，本修订稿继续采用 0.02 mg/L 作为镍在饮用水中的限值标准。

美国环保署推荐的优先有毒污染物的水质基准，其中保护淡水生生物方面 CMC 的基准值为 470，CCC 的基准值为 52，保护海水水生生物 CMC 的基准值为 74，CCC 的基准值为 8.2；保护人体健康方面消费水和生物锑的基准值为 610，只消费生物基准值为 4600;《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中规定的镍的限值为 0.02 mg/L；《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的镍的限值为 0.02 mg/L；《地下水质量标准》（GB/T 14848－2017）地下水非质量常规指标中规定的镍的限值为 I 类不高于 0.002 mg/L，II 类不高于 0.002 mg/L，III 类不高于 0.02 mg/L，IV 类不高于 0.10 mg/L，V 类高于 0.10

mg/L。《城市供水水质标准》（CJ/T 206－2005）城市供水水质非常规项目中规定的镍的限值为 0.02 mg/L。世界卫生组织《饮用水水质准则（第 2 版）》饮用水中对健康有影响的化学物质建议镍的指导值为 0.02 mg/L；美国饮用水标准和卫生建议中建议儿童每 10kg 体重 1 日摄入量 1 mg/L，10 日摄入量为 1 mg/L，RfD 为 0.02 mg/kg/d，DWEL 为 0.7 mg/L，终生为 0.1 mg/L，致癌性分类为 D 类。美国马里兰岛水质标准规定的镍的上限值为所有类别 0.002 mg/L；科罗拉多州水质标准规定的镍的上限值为农业用水 0.20 mg/L；哥伦比亚区水质标准规定的镍的上限值为 C 类 100 μg/L，D 类 13.0 μg/L；；佛罗里达州水质标准规定的镍的自来水水源 I 类上限值 0.1 mg/L，贝类养殖用水 II 类上限值为 0.1 mg/L，娱乐、鱼类与野生生物 III 类上限值 0.1 mg/L，农业水源 IV 类上限值 0.1mg/L;伊利诺伊州规定的钡的上限值为一般用水 1.0 mg/L，二级接触与本地水生生物用水 1.0 mg/L；密苏里州水质标准规定的镍的上限值为家畜渔业水生用水 200 μg/L，保护温水水生动物 100 μg/L，冷水运动鱼类 100 μg/L；北卡罗来纳州水质标准规定的镍的上限值为淡水水源 WS-I 类 25 μg/L，淡水水源 WS-II 类 25 μg/L，淡水水源 WS-III 类 25 μg/L，潮汐海水 SA 类 50 μg/L，潮汐海水 SB 类 50 μg/L；潮汐海水 SC 类 50 μg/L；内华达州水质标准规定的镍的上限值为所有类别 0.1 mg/L;纽约州水质标准规定的镍的上限值为 SA 类 7.1 μg/L，

SB 类 7.1 μg/L，SC 类 7.1 μg/L，SD 类 140 μg /L；俄亥俄州水质标准规定的镍的上限值为农业水源 200 μg/L；罗得岛水质标准规定的镍的上限值为海水 SA 类 140 μg/L，海水 SB 类 140 μg/L，海水 SC 类 140 μg/L，二级上限值为海水 SA 类 7.1 μg/L，海水 SB 类 7.1 μg/L，海水 SC 类 7.1 μg/L；田纳西州水质标准规定的镍的上限值为家庭用水水源 100 μg/L；托管地水质标准规定的镍的上限值为海滨水 AA 类 0.002 μg/L，海滨水 A 类 0.002 μg/L，海滨水 B 类 0.002 μg/L，淡水 1 类 56 μg/L，淡水 2 类 56 μg/L；弗吉尼亚州水质标准规定的镍的上限值为海水水生生物 7.1 μg/L；西弗吉尼亚州水质标准规定的镍的上限值为鲑鱼用水 B2 类 50.0 μg/L。

3.10 钡

钡作为一种微量元素存在于火成岩、水成岩中，钡化合物有多种工业用途；但水中钡来自于天然。非职业暴露人群主要通过食物摄入钡，然而，当水中钡的浓度高时，饮用水可能对钡的总摄入量起到重要的作用。

以地下水为水源的饮用水中曾经检测出钡的浓度高于 1 mg/L，但通常水中的浓度低于 100 μg/L。

人的 NOAEL 为 7.3 mg/L。迄今为止，大部分灵敏的流行病研究显示，高血压和心血管疾病的发生率在饮用钡的平均浓度为 7.3 mg/L 的饮用水的人群和饮用钡平均浓度为 0.1 mg/L 的人群之间没有显著差异。钡的准则值是基于一项没有

观察到有害作用的流行病学研究，尽管这个研究人群规模相当小，说服力有限，因而研究人群的饮用水中钡的水平采用不确定系数 10。然而，在该水平上，能看到的作用浓度明显高于准则值浓度，因此钡的准则值可能是比较保守的，安全系数是很高的。

没有证据证明钡是致癌物或致突变物。钡可引起实验动物的肾病，但人类最关注的毒理学问题是引起高血压的潜在可能性。

世界卫生组织在 1984 年《饮用水水质准则（第 1 版）》指出，因为没有确凿的证据证明没有任何健康效应与通常水中低浓度的钡有关，因而没有必要建立饮用水钡的准则值。1993 年时，考虑到钡有导致高血压的可能性，因而制定了基于健康的饮用水中钡的准则值为 0.7 mg/L。我国在《生活饮用水水质卫生规范（2001）中采用了此值，本次修订仍采用限值。

美国环保署推荐的非优先污染物的水质基准，其中保护人体健康方面消费水和生物钡的基准值为 1000;《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中规定的钡的限值为 0.7 mg/L;《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的钡的限值为 0.7 mg/L;《地下水质量标准》（GB/T 14848－2017）地下水非质量常规指标中规定的钡的限值为 I 类不高于 0.01 mg/L，

II 类不高于 0.10 mg/L，III 类不高于 0.70 mg/L，IV 类不高于 4.00 mg/L，V 类高于 4.00 mg/L。《城市供水水质标准》（CJ/T 206－2005）城市供水水质非常规项目中规定的钡的限值为 0.7 mg/L。世界卫生组织《饮用水水质准则（第 2 版）》饮用水中对健康有影响的化学物质建议钡的指导值为 0.7 mg/L；美国饮用水标准和卫生建议中建议的钡的限值为 MCLG 为 2 mg/L，MCL 为 2 mg/L，儿童每 10kg 体重 1 日摄入量 0.7 mg/L，10 日摄入量为 0.7 mg/L，RfD 为 2 mg/kg/d，DWEL 为 2 mg/L，致癌性分类为 D 类。美国亚利桑那州水质标准规定的钡的上限值为全身性接触 1.0 mg/L（可溶性部分），人体偶然接触 1.0 mg/L（可溶性部分），家庭用水水源 1.0 mg/L（可溶性部分）；马里兰岛水质标准规定的钡的上限值为所有类别 0.50 mg/L；科罗拉多州水质标准规定的钡的上限值为饮用水水源 1.0 mg/L；哥伦比亚区水质标准规定的钡的上限值为 D 类 1.0 mg/L；佛罗里达州水质标准规定的钡的上限值为自来水水源 I 类 1 mg/L；爱达荷州水质标准规定的钡的上限值为家庭用水 1.000 mg/L；伊利诺伊州水质标准规定的钡的上限值为一般用水 5.0 mg/L，公共与食品加工用水 1.0 mg/L，二级接触与本地水生生物用水 5.0 mg/L；肯塔基州水质标准规定的钡的上限值为家庭用水水源 1 mg/L；明尼苏达州水质标准规定的钡的上限值为家庭用水水源 1 mg/L；密苏里州水质标准规定的钡的上限值为饮用水源 1000 μg/L；密西西比州水质标准规定

的钡的上限值为公共水源 1.0 mg/L；北卡罗来纳州水质标准规定的钡的上限值为淡水水源 WS-I 类 1.0 μg/L，淡水水源 WS-II 类 1.0 μg/L，淡水水源 WS-III 类 1.0 μg/L；北达科他州水质标准规定的钡的上限值为 I 类 1.0 mg/L，IA 类 1.0 mg/L，II 类 1.0 mg/L，III 类 1.0 mg/L；内部拉斯加州水质标准规定的钡的上限值为公共饮用水源 1.0 mg/L；新泽西州水质标准规定的钡的上限值为淡水 FW 2 类 1000 μg /L；内华达州水质标准规定的钡的上限值为所有类别 1.0 mg/L；纽约州水质标准规定的钡的上限值为 AA 类 1000 μg/L，A 类 1000 μg/L，AA 类特 I 级 1000 μg/L，AA 类特 II 级 1000 μg/L，A 类特 I 级 1000 μg /L; 俄亥俄州水质标准规定的钡的上限值为公共水源 1.0 μg/L; 俄克拉荷马州水质标准规定的钡的上限值为公共与私人水源 1.00 μg/L；波多黎各州水质标准规定的钡的上限值为 SB 类 1000.0 μg/L，SC 类 1000.0 μg/L，SE 类 1000.0 μg/L; 南达科他州水质标准规定的钡的上限值为家庭用水水源 1 mg/L; 托管地水质标准规定的钡的上限值为海滨水 AA 类 0.5 mg/L，海滨水 A 类 0.5 mg/L，海滨水 B 类 0.5 mg/L，淡水 1 类 1.0 mg/L；犹他州水质标准规定的钡的上限值为家庭用水 1A 类 1 mg/L，家庭用水 1B 类 1 mg/L，家庭用水 1C 类 1 mg/L，家庭用水 4 类 0.75 mg/L；弗吉尼亚州水质标准规定的钡的上限值为地表公共水源 1.0 mg/L；西弗吉尼亚州水质标准规定的钡的上限值为公共水源 A 类 1.0 mg/L。

3.11 钒

钒是闪亮的银灰色金属，相对密度为 6.11 g/cm³（19 ℃），熔点 1917 ℃，沸点 3421 ℃。电阻率 24.8×10^{-8} Ωm（20 ℃）。钒属于高熔点稀有金属之列，纯钒质坚硬，无磁性，具有延展性，但是若含有少量的杂质，尤其是氮，氧，氢等，能显著降低其可塑性。

钒的性质和钽以及铌相似，英国化学家罗斯科研究了它的性质，确定它与钽和铌相似，这为它们三个在元素周期表中共建一个分族建立了基础。钒属于中等活泼的金属，化合价+2、+3、+4 和+5。其中以+5 价为最稳定，其次是+4 价，五价钒的化合物具有氧化性能，低价钒则具有还原性。钒的价态越低还原性越强。电离能为 6.74 eV，具有耐盐酸和硫酸的本领，并且在耐气、耐盐、耐水腐蚀的性能要比大多数不锈钢好。钒空气中不被氧化，可溶于氢氟酸、硝酸和王水。

钒化合物污染环境，可影响人体健康，引起急性慢性中毒。我国是钒资源比较丰富的国家，钒矿主要分布在四川的攀枝花和河北的承德，大多数是以石煤矿的形式存在。钒是人体必需的微量元素之一，可减少龋齿发病率，对造血过程有一定的积极作用，并减弱合成胆固醇的作用，使血管收缩，增强心室肌的收缩力，并有降低血压的作用。钒常作为合金钢的添加剂和化学工业中的催化剂使用，因此钢铁、石油、化工、染料、纺织、陶瓷、照相、电子等工业废水中钒含量

较多，往往造成污染。钒在体内不易蓄积，因而由食物摄入引起的中毒十分罕见，但每天摄入 10 mg 以上或每克食物中含钒 10 μg ~ 20 μg，可发生中毒，通常可导致生长缓慢、腹泻、饮食摄入量减少和死亡。

《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的钒的限值为 0.05 mg/L。

3.12 钛

钛是一种金属化学元素，化学符号 Ti，原子序数 22，在化学元素周期表中位于第 4 周期、第 IVB 族。由格雷戈尔于 1791 年发现。是一种银白色的过渡金属，其特征为重量轻、强度高、具金属光泽，耐湿氯气腐蚀。但钛不能应用于干氯气中，即使是温度 0 ℃以下的干氯气，也会发生剧烈的化学反应，生成四氯化钛，再分解生成二氯化钛，甚至燃烧。只有当氯气中的含水量高于 0.5%的时候，钛在其中才能保持可靠的稳定性。α型钛为六方晶系、β型钛为立方晶系。转变温度为 882.5 ℃。熔点（1660 ± 10）℃，沸点 3287 ℃，密度为 4.506 g/cm^3。溶于稀酸，不溶于冷水和热水。耐海水腐蚀性很强。已知的钛的同位素有 13 种，包括钛-41 至钛-53。其中钛的稳定同位素有钛-46，钛-47，钛-48，钛-49，钛-50 共五种，其余的同位素均有放射性。

钛被称为“崛起的第三金属”，因其机械强度大（比纯铁大 1 倍、比铝大 5 倍）、耐腐蚀、重量轻等优良特性而用

于航空、机械、轻合金和人造关节等。

《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的钛的限值为 0.1 mg/L。

3.13 铊

铊存在于矿石和天然沉积物中。铊的主要用途是制造特种合金、超导材料、电子设备等。

铊在水中的浓度一般情况下约为 0.01 μg/L，但当水流经含铊矿石和沉积物时，浓度可能达到几个μg/L；当受到铊的工业废渣和废水污染时，水中铊的浓度甚至可以达到 100 μg/L。

我国贵州某含铊汞矿渣污染土壤，致使该地白菜含铊达 41.7 mg/kg，污染区井水含铊浓度为 6 μg/L ~ 96 μg/L。1960 ~ 1977 年间，该地有 189 例慢性铊中毒患者。

铊对人的短期健康影响表现为对肠胃道刺激和损伤神经系统；长期暴露铊表现为改变血液化学组成，损伤肝、胃、肠和架丸组织以及毛发脱落。没有致癌的证据。大鼠碳酸铊毒试验 8 个月，0.0005 mg/kg 剂量时组织出现明显条件反射活动，血中巯基含量、脾脏 DHA 和核糖核酸含量改变，某些血清生化酶活动明显降低；0.00005 mg/kg 剂量组可见血清碱性磷酸酶活动降低，血中疏基含量减少及部分条件反射活动改变。最大无作用剂量为 0.000005 mg/kg。小鼠显性致死试验的最大无作用剂量也为 0.000005 mg/kg。

一项铊饮水经口的小鼠生殖毒性试验表明，铊会引起精子死亡率增加、生殖障碍，精子畸形率增加。在铊浓度为 0.001 mg/L 时表现为精子快速运动障碍。

制定饮用水中铊的限值标准依据：慢性毒作用的阈剂量为 0.00005 mg/kg，最大无作用剂量为 0.000005 mg/kg（大鼠）。小鼠显性致死试险中，阈剂量为 0.00005 mg/kg，最大无作用剂量为 0.000005 mg/kg。对小鼠生殖毒性影响阈质量浓度为 0.001 mg/L。我国《生活饮用水水质卫生规范（2001）》规定饮用水中铊的限值为 0.0001 mg/L。

世界卫生组织没有制定饮用水中铊的准则值。美国现行饮用水中铊的最大污染限量目标值（MCLG）为 0.0005 mg/L，最大污染限值（MCL）为 0.002 mg/L；俄罗斯饮用水卫生校准（2002）规定饮用水中铊的限值为 0.0001 mg/L。本次修订将饮用水中铊的限值定 0.0001 mg/L。

美国环保署推荐的优先有毒污染物的水质基准，其中保护人体健康方面消费水和生物铊的基准值为 1.7，只消费生物基准值为 6.3；《生活饮用水水质标准》（GB 5749－2022）扩展指标中规定的铊的限值为 0.0001 mg/L；《地表水环境质量标准》（GB 3838－2002）集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定的铊的限值为 0.0001 mg/L；《城市供水水质标准》（CJ/T 206－2005）城市供水水质非常规项目中规定的铊的限值为 0.0001 mg/L。美国饮用水标准和卫生建议中建议的

铊的限值为 MCLG 为 0.0005 mg/L，MCL 为 0.002 mg/L，儿童每 10 kg 体重 1 日摄入量 0.007 mg/L，10 日摄入量为 0.007 mg/L，RfD 为 0.00007 mg/kg/d，DWEL 为 0.002 mg/L，终生为 0.0005 mg/L。

附件 2　标准立项专家意见征求表

《青海湖水体环境评价指标体系》标准立项专家意见汇总处理表

负责起草单位：青海省生态环境监测中心

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
1		制定青海湖水环境质量监测评价指标体系，对客观、准确评价青海湖水环境质量，对青海湖生态环境管理工作提供科学依据。建议草案中补充论述青海湖水环境质量监测评价指标体系的设计及各指标的分析方法是如何适应咸水湖水环境质量监测评价，阐明其代表性、全面性和科学性。青海湖水体环境评价指标体系应是青海湖水体生态安全评估指标体系的组成部分，最好作为一个整体项目申报。	吴向培	原则采纳，已在编制说明中补充青海湖水环境监测指标体系的选择依据及个指标的分析方法。
2		该标准的立项对青海湖水质和生态的保护具有重要意义，目的明确，参考的规范全面，水环境质量监测评价指标和参考值基本合理，评价方法和指标体系可进一步优化。并对有效数字进行修约。	董　亮	采纳

附件 3　初审标准立项专家意见征求表

《青海湖水体环境评价指标体系》初审专家意见汇总处理表

负责起草单位：青海省生态环境监测中心

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
1	4,5,6,7	更针对性的提出适合青海湖的监测指标并考虑与之相匹配的监测能力，比如 107 项的水环境指标有没有完全必要，可以分成必测指标和可选择测定指标;	郭　伟	原则采纳，增加了适合咸水水质监测的指标。
2	编制说明	考虑到青海湖是咸水湖泊，盐度较高会产生盐析效应，显著降低污染物的溶解度，一个会影响测定（常规淡水方法不适用），另一个会影响污染物在环境中的赋存（可能要增加沉积物和生物体的监测指标）;	郭　伟	采纳，采用适用高盐水的 COD 分析方法
3	题目	建议将本项目调整为《青海湖水生态环境质量监测指标体系》。	郭　伟	原则采纳，根据市场监管局规定，立项后不能修改标准名称。
4	编制说明	建议编制说明补充说明 132 种具体指标的确定依据与具体限值的确定方法。对于抗生素类选择喹诺酮类和磺胺类的依据，是否考虑基于地方新污染物筛查的数据选择特征新污染物类型。	周菁清	采纳，编制说明中已补充。

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
5	编制说明	建议编制说明完善分析方法的确定依据，比如重金属规定了 ICP-MS 和 ICP-AES，为什么不规定原子吸收法，此外青海湖水质建议不用离子色谱法分析样品。	周菁清	原则采纳，使用 ICP-MS 和 ICP-AES 可提高工作效率。
6	附录	建议完善方法文本中附录 A 对于各分析项目的分析方法及分类。比如甲醛、乙醛、丙烯醛、丙烯腈等应属于挥发性有机物，不属于半挥发性有机物；GB/T 5750.8 及 GB/T 5750.9 等方法更新。	周菁清	采纳，已在标准文本附录中增加。
7	编制说明	建议编制说明补充近几年青海湖水污染现状及污染特征资料。	周菁清	采纳，已补充。
8	题目	建议本标准名称修改为“青海湖水生态环境质量监测指标体系”。	胡正义	原则采纳，根据市场监管局规定，立项后不能修改标准名称。
9	编制说明	进一步梳理高盐对指标监测和分析的影响，避免高盐影响指标测定准确度。	胡正义	采纳，采用耐高盐的方法
10	—	思考青海湖特征，完善样品采集方法。	胡正义	采纳，分层、分区采集样品。

附件 4　公开征求意见反馈

《青海湖水体环境评价指标体系》公开征求意见反馈汇总处理表

负责起草单位：青海省生态环境监测中心

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
1	3	术语定义不全，未说明参考值的意义。参考值在评价中有何作用？	青海湖景区保护利用管理局	采纳，已在编制说明中补充了关于参考值的意义以及各参考值设置的依据。
2	4	题为青海湖流域，河流是否包括，透明度如何测量？且流域内河流和湖泊不应共用一套指标体系和参考值，河流均为淡水，应参考现有地表水环境质量标准进行评价，不应额外设立评价指标体系。	青海湖景区保护利用管理局	原则采纳，标准题目为《青海湖水体环境评价指标体系》，本标准适用范围不包括入湖河流，河流入湖断面水质按照 GB 3838 监测；透明度的测定按照水和废水监测分析方法（第四版）中的方法。
3	编制说明	缺原则和依据。	青海湖景区保护利用管理局	采纳。在编制说明中补充并完善了标准编制的原则和依据。
4	7	明确具体哪种多样性指数。	青海湖景区保护利用管理局	采纳。已在编制文本和编制说明中明确，多样性指数的计算方法采用香农-维纳多样性指数。
5	1	大于或小于参考值代表什么意义，标准缺评价方法和评价结论，难以操作。	青海湖景区保护利用管理局	本标准只是规定了参考值，供参考，不补测。

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
6	4	题为青海湖流域，河流是否包括，透明度如何测量。	青海湖景区保护利用管理局	标准题目为《青海湖水体环境评价指标体系》，不包括河流。透明度的测定按照水和废水监测分析方法（第四版）中的方法。青海湖流域包括周围的入湖河流，但是流域内的河流和湖泊未使用同一套指标体系和参考值，目前仅给出青海湖水体的监测指标体系和参考值，入湖河流仅设置监测点位，用以监测水质情况，按照 GB 3838 评价水质，不参与青海湖水体环境评价。
7	5	不设参考值如何评价，仅跟踪监测无任何意义。	青海湖景区保护利用管理局	一项质量标准的限值需建立在多年观测和研究的基础上，适合青海湖半咸水的一些监测项目缺乏数据积累，需要通过监测积累数据，为后续制订青海湖水质标准提供支撑，这也是国际通行做法。
8	7	目前国内监测裸鲤数量取值存在争议，缺乏可靠性，同时裸鲤的数量指标与水生态环境无直接关联，不建议作为指标。裸鲤数量参考值是吨为单位，不符合逻辑。在标准中应统一使用学名，前文中阐述的无鳞湟鱼为俗名。	青海湖景区保护利用管理局	（1）原则采纳，裸鲤的数量与青海湖的水环境的关系需要进一步讨论。本标准采用管理部门发布的裸鲤数量数据，单位是吨。持续跟踪青海湖裸鲤数量，为后续水质好转无需放养时开展评价提前储备数据，因此将其数量作为水生态环境的一项监测指标。
9	7	刚毛藻面积和裸鲤数量如何监测需明确。	青海湖景区保护利用管理局	裸鲤数量主要以青海省生态环境厅发布的数据为准。刚毛藻面积采用卫星遥感数据反演，后续将根据正在发布的地方标准测定。
10	附录 A	“已明确参考值的指标，当监测项目测定结果超出参考值范围时，该项目监测补	青海湖景区保护利用管理局	（1）本标准只是规定了参考值，供参考，不补测。 （2）标准中已考虑季节变化影响，根据 HJ 91.2 中的相关规定，青海湖冰封期不采样。根据实际情况，合理设置了非冰封期水

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
		充监测 1 次”，如果还是超出参考值范围怎么处理？同时青海湖水环境季节性变化较为明显，而本标准中监测频率的设置不足以反映青海湖水环境季节性变化特征，同时也会影响本标准采用数据的来源可靠性。		生态监测频次，平水期和丰水期各监测 1 次。
11	7	为什么两个标准中，一个设置了刚毛藻面积的基准值，一个没设置刚毛藻的参考值？	青海湖景区保护利用管理局	本标准设置参考值是为了核实化学分析中超过参考值点位的监测数据。刚毛藻数据为遥感监测数据，监测方法即将发布。遥感数据解译质量控制不会像化学分析那样可能因为人员能力或操作失误产生较大的偏差，因此在水环境监测标准中不设置参考值。同时，刚毛藻面积与青海湖水面面积的变化相关，数据变化较大，不宜设置参考值要求再次购买卫星遥感图像再次解译。 另一个标准中将刚毛藻面积用于水生态安全评价，选用 1961 年作为基准年，主要是考虑到与现在相比，那个时期人类活动影响非常小，当时的刚毛藻面积适宜于作为基线值，用于评价刚毛藻面积变化对生态安全的影响。
12	7	湖滨带植被覆盖度。	青海湖景区保护利用管理局	实际为流域植被覆盖度，主要为 7、8、9 月均值。
13	—	无意见	厅生态环境监测处	
14	—	无意见	厅水生态环境处	

附件 5　审查会

《青海湖水体环境评价指标体系》审查会专家意见汇总处理表

负责起草单位：青海省生态环境监测中心

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
1	3	更改术语和定义，删除多样性指数，增补“可溶性有机物”。	周华坤	采纳
2	7	表 8 中的参考值需核定，并与三调数据，青海湖监测报道相对应。	周华坤	采纳
3	1	对范围进一步明确和补充。	毛旭锋	采纳
4	3	多样性指数不建议放。	毛旭锋	采纳
5	编制说明	编制说明对指标选取过程和支撑材料进一步补充。	毛旭锋	采纳
6	1	在“1 范围”中明确说明是针对“青海湖水体环境评价指标的监测项目和部分监测项目参考值”。	孙德志	部分采纳，综合专家委员会意见修改为“本文件适用于青海湖水体环境评价指标体系中的监测项目。”
7	3	“术语和定义”中，增加“可溶性有机物”。	孙德志	采纳
8	3	删去 3.2 中对多样性指数的定义。	蒋小明	采纳
9	4	表 1 中增加电导率的单位。	蒋小明	采纳
10	7	表 7 中增加叶绿素的单位。	蒋小明	采纳

序号	标准条款	意见内容	提出意见专家	处理意见和理由
11	3	表 5 中对“可溶性有机物”加以说明。	蒋小明	采纳
12	附录 F.2	监测频次中将“宜”改为“应”。	蒋小明	采纳
13	参考文献	参考文献中应增加水生态监测相关的资料和依据文献。	蒋小明	采纳
14	1	将标准的名称加上监测项目。	卢素锦	原则采纳，根据市场监管局规定，立项后不能修改标准名称。
15	2	规范性引用文件按照国标、行标、地标的顺序写。	卢素锦	原则采纳，本文件中已没有规范性引用文件。
16	4	将表 1、表 2、表 3 等表中的部分单位补全。	卢素锦	采纳
17	4	统一表 1 监测项目的表述	郭怀成	采纳
18	文本	按照地方标准要求完善文本格式	解鑫	采纳