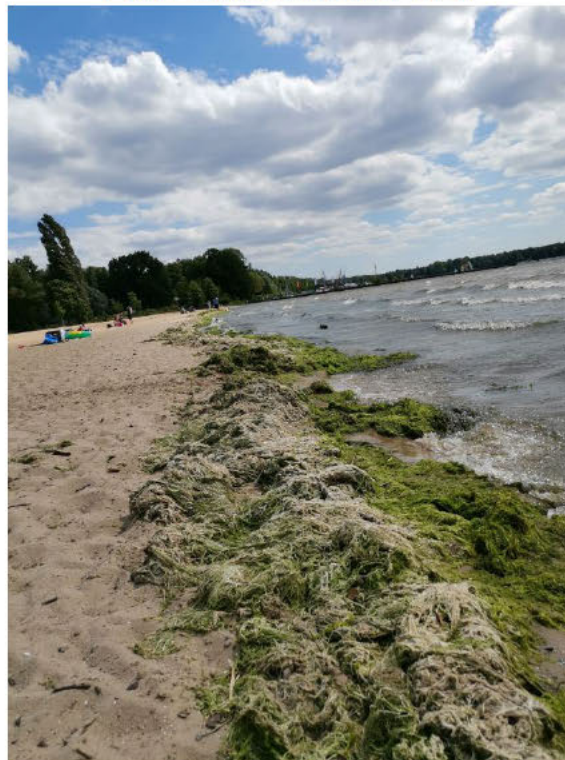


Cyanobakterien-Monitoring in Berliner Badegewässern

Untersuchungsbericht
zur Badesaison 2020



Auftraggeber:

Landesamt für Gesundheit und Soziales Berlin (LAGeSO)

Auftragnehmer:

Landeslabor Berlin Brandenburg
Fb IV-4 Umweltbezogener Gesundheitsschutz
Rudower Chaussee 39, 12489 Berlin

Bearbeitung:

[REDACTED]

[REDACTED]
[REDACTED]

[REDACTED]
[REDACTED]
[REDACTED]
[REDACTED]
[REDACTED]
[REDACTED]

[REDACTED]
[REDACTED]
[REDACTED]

[REDACTED]
[REDACTED]
[REDACTED]
[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]
[REDACTED]

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	8
2	Messprogramm und Methodik	10
2.1	Untersuchungsstellen und Messprogramm 2020	10
2.2	Prüfverfahren	11
3	Ergebnisse und Diskussion	13
3.1	Meteorologische Rahmenbedingungen und saisonaler Verlauf der Algenentwicklung und Toxinbildung	13
3.1.1.	Anatoxin-a in Seewasser und Makrophytenproben	15
3.1.2	Cyanobakterienfluoreszenz und Biovolumen	17
3.2	Planktische Cyanobakterien und Cyanotoxine an ausgewählten Berliner Badestellen	19
3.2.1	Strandbad Müggelsee	19
3.2.2	Dahme	22
3.2.3	Havel und ihre seenartigen Erweiterungen	28
3.2.3.1	Oberhavel	28
3.2.3.2	Tegeler See	32
3.2.3.3	Unterhavel mit Strandbad Wannsee	35
3.2.4	Landseen	43
3.2.4.1	Freibad Jungfernheide	43
3.2.4.2	Freibad Plötzensee	46
3.2.4.3	Freibad Ziegeleisee (Lübars)	50
3.2.4.4	Halensee, Steg am Restaurant	53
3.2.4.5	Seebad Weißensee	57
3.2.4.6	Spektesee	60
4	Zusammenfassung und Ausblick	61
	Literatur	65

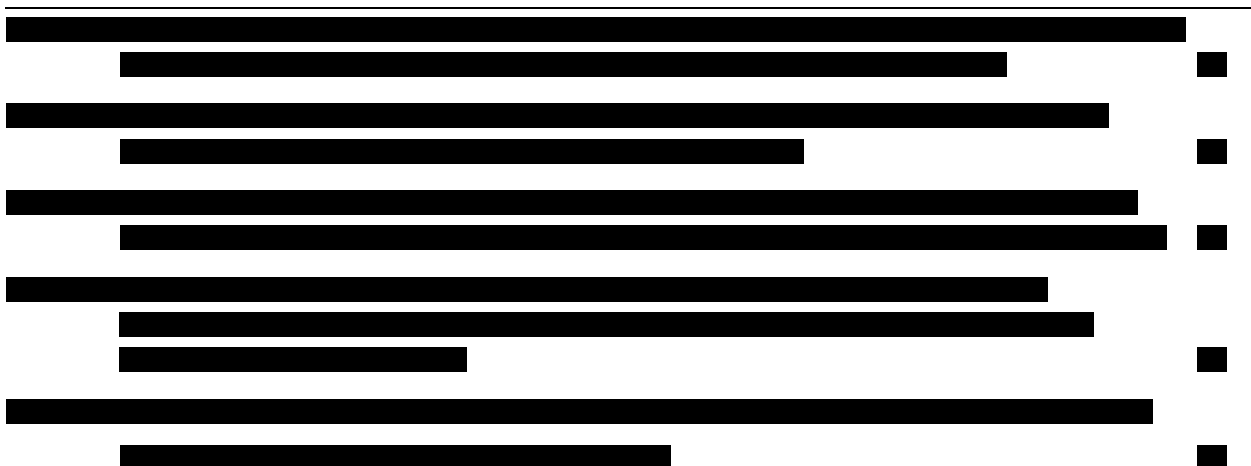
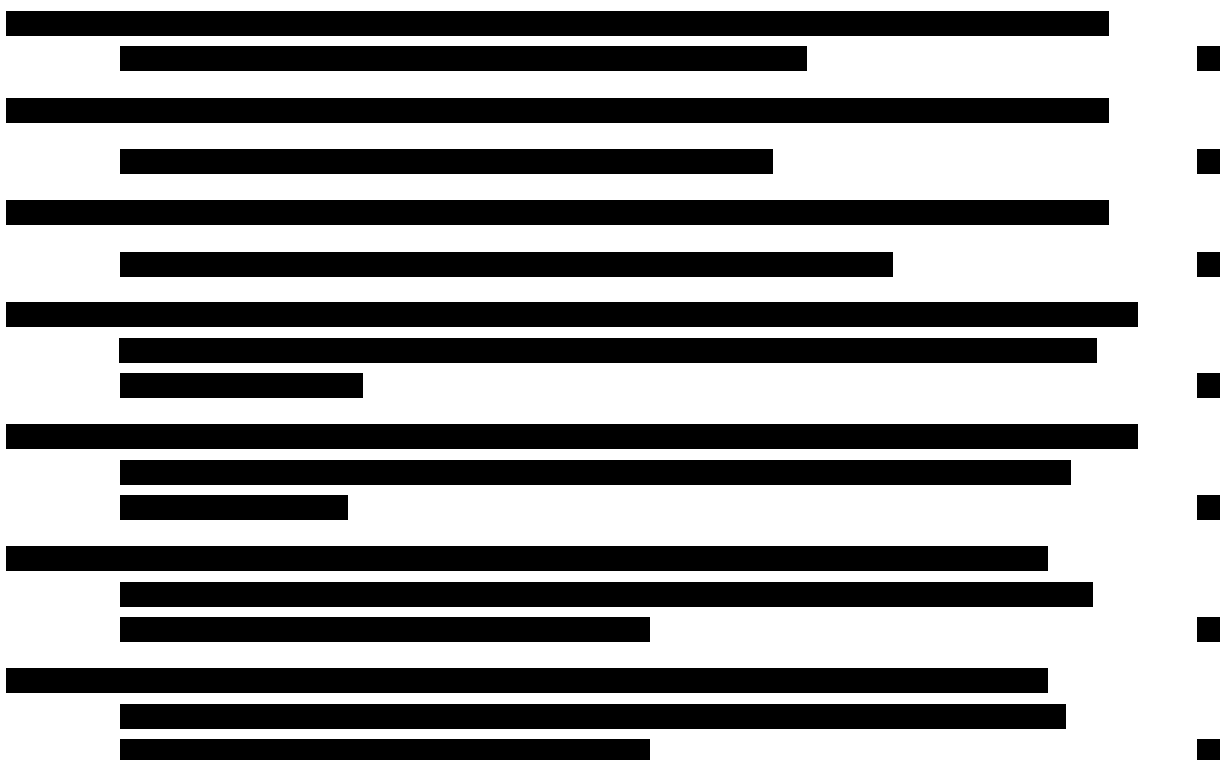


Abb. 22: Cyanobaktérienspektrum und Biovolumen sowie MC-Konzentration (x-Achse) im Tegeler See, Badestelle B309 (Strandbad Tegel), zwischen Mai und September 2020. 32

Abb. 23: Median, Maximum und Minimum (n = 10) der Sichttiefe und Chl a-Konzentration im Tegeler See, Badestelle B309 (Strandbad Tegel), während der Badesaison im Vergleich der letzten 11 Jahre. 33

Abb. 24: Veränderungen des Cyanobakterienvolumens, der Zusammensetzung und der MC-Konzentration im Tegeler See, Badestelle B309 (Strandbad Tegel), seit 2012 (keine Messwerte in 2016, 2017). 33

Abb. 25: Konzentrationsverlauf einzelner Stickstoff- und der Phosphor-Spezies im Tegeler See, Badestelle B309 (neben Strandbad Tegel), während der Badesaison im Vergleich der letzten 11 Jahre. 34



1 Einleitung

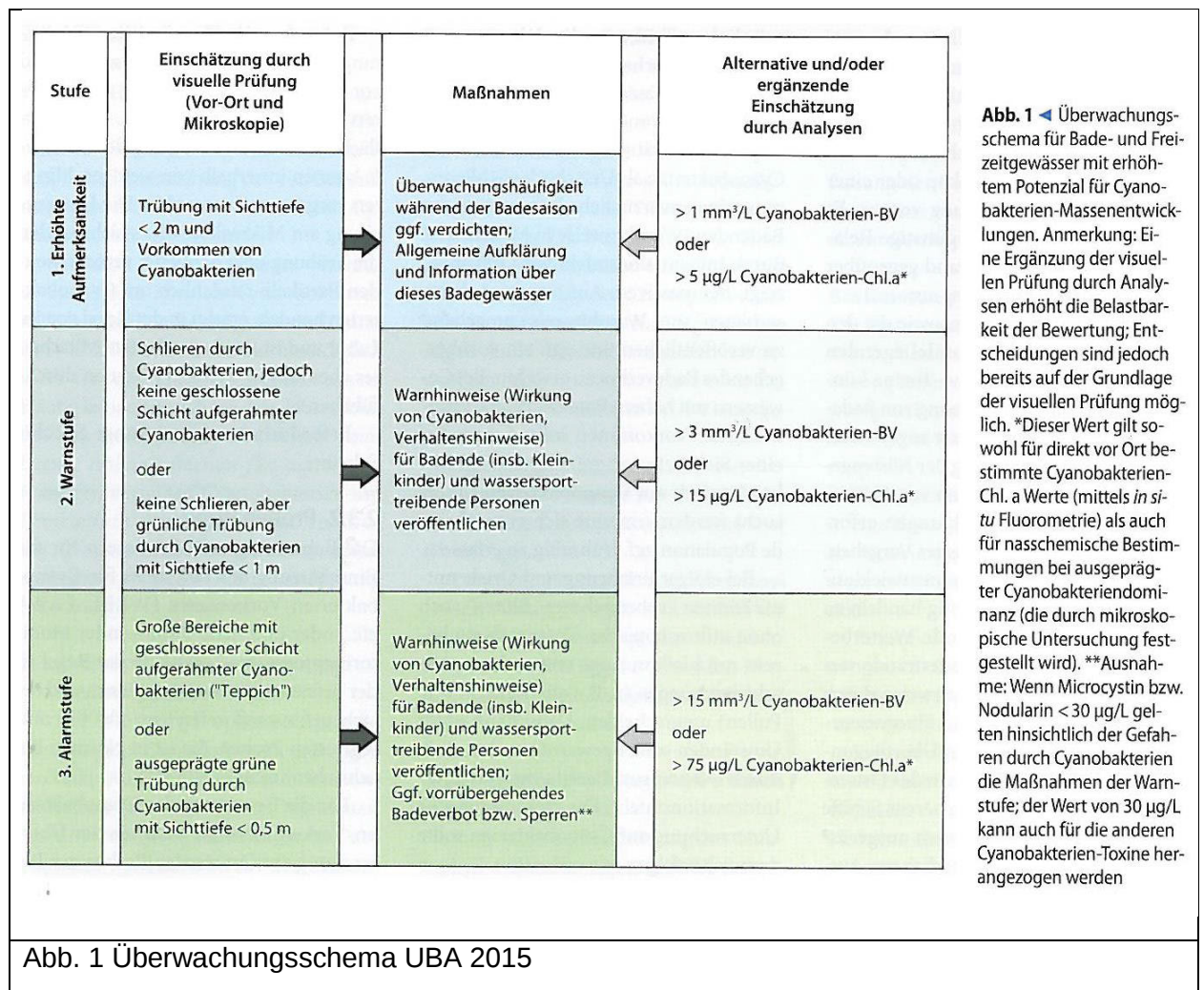
Im Rahmen des vorbeugenden Gesundheitsschutzes wird die Richtlinie 2006/7/EG (EU-Amtsblatt, 2006) über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung nach den gesetzlichen Vorgaben der Badegewässerverordnung (BadegewässerV, 2008) in Berlin seit 2008 umgesetzt. Insbesondere soll eine potentielle Gefährdung der Bevölkerung durch mikrobielle Verunreinigungen und Cyanobakterientoxine rechtzeitig erkannt und eine kurzfristige Information der Öffentlichkeit ermöglicht werden. Die Überwachung einzelner Badegewässer mit einer Neigung zur Massenentwicklung von Cyanobakterien und dem Potential zur Toxinfreisetzung im Rahmen des hier dargestellten Cyanobakterienmonitoring folgt zudem den Vorgaben der UBA-Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterientoxinen (Bundesgesundheitsblatt 2015, Abb. 1).

Das Cyanobakterienmonitoring umfasst in Ergänzung zu den Parametern der Routineüberwachung die Messung der Chlorophyll a (Chl a) - Konzentration als Algenbiomasse-Äquivalent, das Cyanobakterienbiovolumen und die Konzentration von Microcystin (MC) bzw. je nach Gattungsspektrum auch von anderen Cyanobakterientoxinen wie Cylindrospermopsin (CYN) und Anatoxin (ATX). Das Cyanobakterienmonitoring ist an jährlich wiederkehrenden Massenentwicklungen von planktischen und potentiell toxischen Cyanobakterien wie *Microcystis*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* und *Dolichospermum* ausgerichtet, welche sich an der Oberfläche zu Algenteppichen verdichten können und wechselnde Mengen von Microcystinen bzw. Cytotoxinen wie CYN produzieren.

Gemäß der aktuellen UBA-Empfehlung vom 8.Juli 2015 (Abb.1) sollten Auffälligkeiten während der Vor-Ort-Begehung und im mikroskopischen Bild bereits dazu führen, Warnstufen festzulegen und entsprechende Hinweise an die Öffentlichkeit zu erteilen bzw. ggf. von einer Nutzung des Badegewässers in belasteten Bereichen abzuraten. Ergänzend geht diese von einem Leitwert für Microcystin und andere Cyanobakterientoxine in Höhe von $30 \mu\text{g L}^{-1}$ aus, der in Hinblick auf Kleinkinder unter der Annahme einer täglichen saisonalen Exposition und einer oralen Aufnahme von 100 mL nicht überschritten werden sollte.

Die Badegewässerrichtlinie sieht bisher keine Überwachung von benthischen Cyanobakterientaxa vor, die über ein ähnliches Toxinspektrum wie die planktischen Arten verfügen. Aufgrund des in den letzten Jahren bestehenden Trends zu hohen Sichttiefen in den Berliner Gewässern haben aber nicht nur Großpflanzen am Gewässergrund, sondern auch periphytische (zwischen Großpflanzen lebende), benthische (am Gewässergrund lebende) oder auch tychoplanktische (zeitweilig im Plankton erscheinende) Cyanobakterien zunehmend günstigere Bedingungen für eine Ausbreitung erhalten. Wenn diese mit den Großpflanzen

(Makrophyten) in Ufernähe verdriftet werden und toxinbildende Stämme beinhalten, können nach oraler Aufnahme ernste Probleme resultieren wie das Beispiel von Vergiftungsfällen bei Hunden am Tegeler See im Jahr 2017 zeigte. Das in diesem Zusammenhang nachgewiesene neurotoxische Anatoxin-a war auch im Untersuchungsjahr 2020 fester Bestandteil der Überwachung insbesondere am Tegeler See (Kooperation mit dem Umweltbundesamt).



Dieser Bericht fasst die Analysenergebnisse zum Vorkommen von Cyanobakterien und ihrer Toxine in Planktonproben zusammen und stellt diese den Vorjahresergebnissen vergleichend gegenüber. Die Ergebnisse innerhalb des Cyanobakterienmonitoring schreiben sich seit 1999 fort und sind in den jeweiligen Jahresberichten zusammengefasst („Blualgenmonitoring in Berliner Badegewässern“ [REDACTED], 1999ff). Die aktuellen Ergebnisse zu den Anatoxin-a-Analysen (ATX) durch das Umweltbundesamt in Freiwasser- und Makrophytenproben werden in diesem Bericht ebenfalls dargestellt.

aufgrund der Entwicklung der Vorjahre mit einem späten Auftreten der Cyanobakterien zu rechnen war, wurde die Biovolumenbestimmung sechsmalig in der Regel ab Juli beauftragt. Die Untersuchung auf Anatoxin-a und auf Makrophyten-assoziierte Cyanobakterien war im Frühjahr 2020 viermalig an fünfzehn Badestellen vorgesehen. Anatoxin-a wurde sowohl aus Freiwasserproben (Seewasser) als auch - sofern Makrophyten vorhanden waren - aus Makrophytenproben („Schüttelproben“) durch das Umweltbundesamt analysiert. Zusätzlich wurden die „Schüttelproben“ mikroskopisch auf das Vorkommen Makrophyten-assoziiierter Cyanobakterien untersucht.

Coronabedingt fanden im April keine Probenahmetouren statt, so dass die Strandbäder nicht beprobt wurden. [REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

2.2 Prüfverfahren

Chlorophyll a

Die Bestimmung der Chlorophyll a-Konzentration (Chl a) dient als annäherndes Maß für die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons und hat sich weltweit als wichtigster Leitparameter für die Dichte einer Algengemeinschaft durchgesetzt. Die Analyse erfolgte nach DIN 38412 L16 und beruht auf der ethanolischen Heißextraktion des grünen Farbstoffs aus dem Filtrerrückstand einer Wasserprobe und der anschließenden Absorptionsmessung bei 665 nm, wobei auch Phaeopigmente miterfasst werden. Nach quantitativer Überführung des Chl-a in Phaeopigmente mittels Ansäuern und erneuter Messung bei 665 nm wird rechnerisch auf die ursprüngliche Chl-a-Konzentration der Wasserprobe rückgeschlossen.

Toxine

Microcystin (MC) wurde als Summenparameter im ELISA-Test der Fa. Beacon bestimmt. Der ELISA-Kit weist eine 100%ige Empfindlichkeit gegenüber MC-LR auf, erfasst aber auch andere Strukturvarianten der Microcystine (MC-RR, MC-YR) und Nodularin. Die Nachweisgrenze beträgt 0,1 µg L⁻¹. Analysen erfolgten grundsätzlich durch Parallelansätze. Die Probenvorbereitung beinhaltete ein dreimaliges Einfrieren (-18 °C) und Auftauen der Wasserprobe, wodurch die Zellen zerstört werden (Nachweis des intra- und extrazellulären Toxins). Anschließend wurden die Wasserproben über Whatman GF/F-GD1 Spritzenfilter filtriert. Die Analyse von Cylindrospermopsin (CYN) erfolgte ebenfalls enzymatisch mittels ELISA-Test

der Fa. Beacon. Laut Herstellerangabe ist eine quantitative Bestimmung der CYN-Konzentration mit einer Bestimmungsgrenze von $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ möglich. Im Rahmen einer Methodenvvalidierung im Jahr 2007 zeigte sich für den zuvor angewendeten ELISA-Test der Fa. Abraxis (USA) eine Kreuzreaktivität für Deoxy-CYN. Die Struktur von Deoxy-CYN ist mit derjenigen von CYN bis auf die fehlende Sauerstoffgruppe identisch. Für beide Verbindungen ist von einer analogen humantoxikologischen Wirkung auszugehen (Seifert et al., 2007). Die Durchführung des ELISA-Tests erscheint daher auch bei der Erfassung mehrerer Strukturvarianten hinsichtlich einer Beurteilung der Badegewässerqualität sinnvoll. Das ELISA-Testprinzip ist bei beiden Herstellern (Fa. Abraxis und Fa. Beacon) gleich.

Die Analyse von Anatoxin-a (ATX) im Freiwasser und in den Schüttelproben erfolgte mittels LC-MS/MS durch das Umweltbundesamt.

Zugleich wurde CYN mittels LC-MS/MS durch das Umweltbundesamt ausgewertet (hier nicht dargestellt).

Makrophytenentnahme/Herstellung der Schüttelproben

Die Makrophytenentnahme erfolgte an ausgewählten Entnahmestellen (Tab.1). Hierzu wurde der Flachwasserbereich und Spülsaum an der Badestelle besammelt und - sofern vorhanden - Quellmoos oder anderes Pflanzenmaterial entnommen und in eine 500 mL PE-Flasche abgefüllt. Waren an der Badestelle keine Makrophyten vorhanden, wurden auch angrenzende Bereiche bis zu 20 m einbezogen. Im Labor wurde das Frischgewicht der Makrophyten bestimmt. Die Makrophytenprobe wurde dann definiert mit Seewasser aufgefüllt und für 20 Minuten über Kopf gedreht (Fa. Gerhardt). Aus der Schüttelprobe wurde eine Teilmenge abgefüllt und für die mikroskopische Untersuchung mit Lugol fixiert. Die verbleibende Schüttelprobe (Makrophyten mit Seewasser) wurde zur ATX-Messung an das UBA übergeben. Parallel wurde jeweils eine Freiwasserprobe (Seewasser) durch das UBA analysiert. Die Analyseergebnisse wurden bereits gesondert an den Auftraggeber überliefert.

Mikroskopische Cyanobakterienuntersuchung

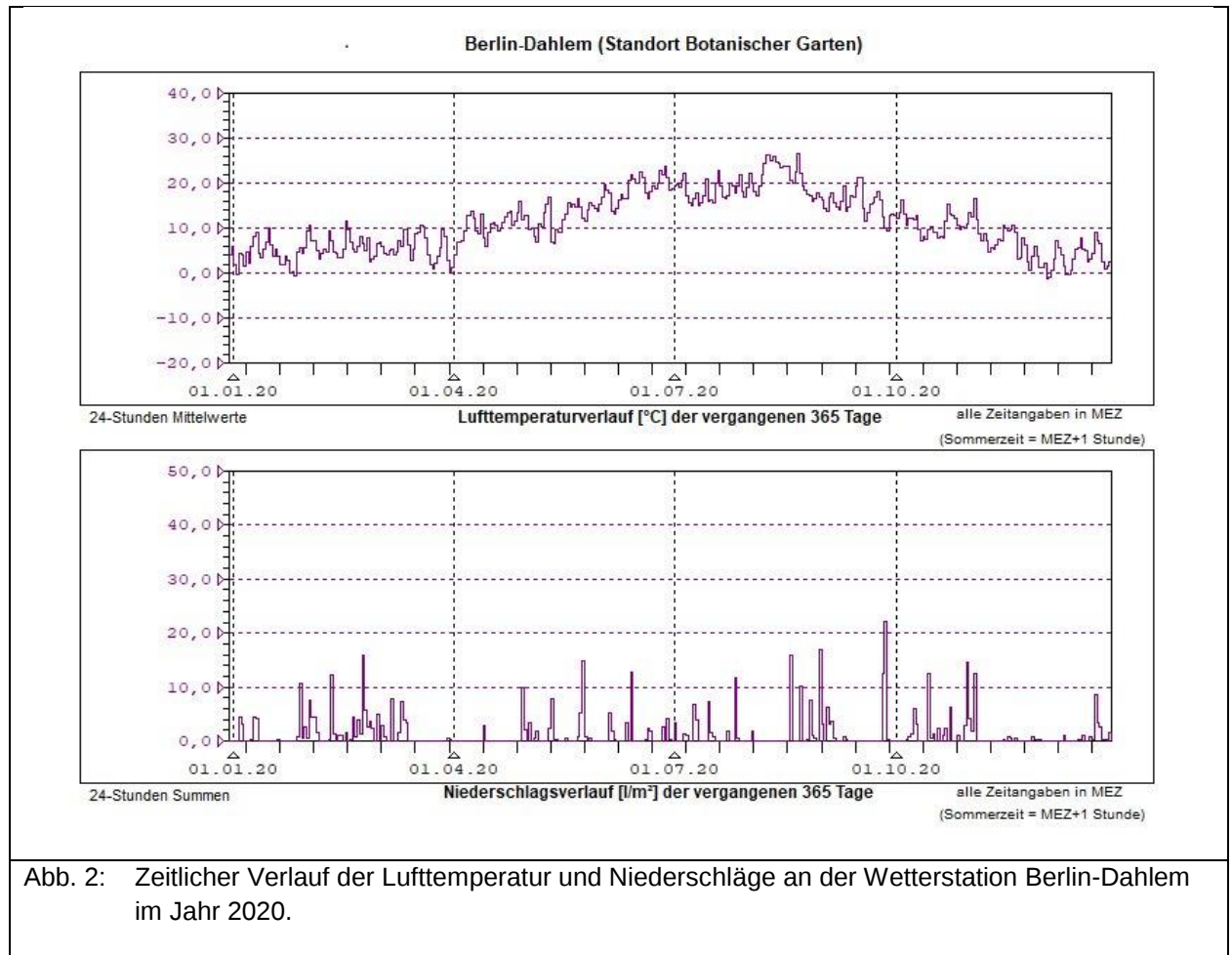
Die Bestimmung der Artenzusammensetzung und des Biovolumens der planktischen Cyanobakterien wurde nach mind. 12 h Sedimentation in Utermöhlkammern an den mit Lugol'scher Lösung fixierten Wasserproben durchgeführt. Die Auszählung und Vermessung erfolgte nach der Utermöhl-Methode (DIN EN 15204:2006) auf Artniveau. Die Schüttelproben wurden in Hinblick auf *Tychonema*-ähnliche Cyanobakterien mikroskopisch ausgewertet (zumeist auf Ordnungsniveau, d.h. in diesem Fall Oscillatoriales) und die Ergebnisse auf das Frischgewicht der Makrophytenprobe bezogen.

Fluoreszenzmessung Chlorophyll a und Phycocyanin

Die Vor-Ort-Messung der Chlorophyll a-, Phycoerythrin- und Phycocyanin-Fluoreszenz wurde mit einer Multiline I / Hawk-Sonde der Fa. Chelsea realisiert.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Meteorologische Rahmenbedingungen und saisonaler Verlauf der Algenentwicklung und Toxinbildung



Der Winter verlief - wie bereits in den Vorjahren - erneut milde und war annähernd frostfrei. Im Durchschnitt handelte es sich um das zweitwärmste Jahr seit Beginn der Temperaturaufzeichnungen. Die Lufttemperaturen stiegen ab April über 10 °C, wobei die 20°C-Marge erst Ende Mai erreicht wurde. Auch im Sommer zeigte die Temperaturkurve einen relativ moderaten Verlauf, bei dem die Lufttemperaturen meist zwischen 20 °C und 30°C oszillierten. Maximale Temperaturen von 30 °C und vereinzelt darüber wurden im August gemessen. Die Wasserkörper erwärmten sich ausgehend von ca. 15 °C im Mai bis Anfang Juni auf zunächst 20 °C. Die maximalen Wassertemperaturen lagen an den Badestellen des Cyanobakterienmonitoring bei 25 °C und wurden im Verlauf des August registriert (max. 26,6 °C, B225, 10.08.20).

Niederschlagsereignisse blieben im April gänzlich aus. Während der Saison waren diese zwar

recht zahlreich, jedoch reichten die Niederschlagsmengen nicht aus, um die bestehenden Vorjahresdefizite im Grundwasser auszugleichen.

Vor Saisonbeginn waren die Gewässer im Rahmen des Monitoring bei einer entsprechend geringen Phytoplanktonbiomasse meist unter $10 \mu\text{g L}^{-1}$ sehr aufgeklärt. Cyanobakterien wurden nur vereinzelt in der Dahme (B215, B225) und im Freibad Ziegeleisee (B926) nachgewiesen. Entsprechend gering war die Toxinkonzentration in allen untersuchten Wasserproben (max. $1,6 \mu\text{g CYN L}^{-1}$, B926).

Im 2. und 3. Turnus der Badegewässerüberwachung dominierten Kieselalgen v.a. mit den Arten *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata* und *Fragilaria crotonensis* im Phytoplankton, teilweise waren auch Goldalgen zahlreich. Die Chlorophyllkonzentration blieb mit $10 - 20 \mu\text{g L}^{-1}$ moderat.

In der ersten Julihälfte (5. Turnus) war die Mehrzahl der Seen sehr transparent, insbesondere an den Badestellen des Tegeler See war die Sicht mit $\geq 2 \text{ m}$ wie auch im weiteren Verlauf der Saison ausgeprägt. Das Phytoplankton bildete in guter Übereinstimmung hierzu eine überwiegend geringe bis moderate Biomasse. Die Biovolumina der Cyanobakterien waren ohne Relevanz für den vorbeugenden Gesundheitsschutz (Abb.1). Die untersuchten Toxine MC und CYN lagen meist an der Bestimmungsgrenze von $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ und auch die Maximalwerte waren mit unter $1 \mu\text{g L}^{-1}$ an allen untersuchten Badestellen unbedenklich.

In den untersuchten Makrophytenproben wurden Anfang Mai in allen Proben des Tegeler See Oscillatoriales der Gattung *Tychonema/Microcoleus* nachgewiesen. Die Zelldichte pro g Frischgewicht war mit 131.399 c g⁻¹ FG am Kanonenplatz (S316) und 83.000 c g⁻¹ FG an der Badestelle Saatwinkel (B313) am höchsten. Anatoxin-a (UBA) wurde in der Pflanzensuspension

(Schüttelproben) beider Stellen in einer Konzentration von $0,01 \mu\text{g g}^{-1}$ FG bzw. $0,003 \mu\text{g g}^{-1}$ FG nachgewiesen, im Freiwasser war es zunächst nicht detektierbar. Das Umweltbundesamt wies Anatoxin-a jedoch in einer Freiwasserprobe vom Kanonenplatz in einer Konzentration von max. $12 \mu\text{g L}^{-1}$ nach. Die letale Dosis aus Tierversuchen (nach intraperitonealer Gabe, Maus) wird bisher mit $0,25 \text{ mg kg}^{-1}$ angegeben, liegt also um den Faktor 200 höher, sofern ein 10 kg schwerer Hund 1 Liter Wasser trinken würde. Es ist jedoch möglich, dass Hunde sensibler als Mäuse oder Wassertiere auf das Toxin reagieren oder dass andere Strukturvarianten des Anatoxin-a (wie Dihydroanatoxin-a), welche bisher nicht analysiert wurden, in höherer Konzentration vorliegen. Diese sollten bei zukünftigen Untersuchungen berücksichtigt werden. Aktuelle molekulargenetische Analysen lassen vermuten, dass das Anatoxin-a im Tegeler See von *Phormidium* bzw. *Microcoleus* (neue Bezeichnung) produziert wird. Phänotypisch/mikroskopisch lässt sich diese Gattung jedoch nicht zuverlässig von *Tychonema* unterscheiden. Die genetischen Untersuchungen kommen *Microcoleus anatoxicus* am nächsten (UBA, Conklin et al., 2020). In einer Probe des Heiligensees (B925) ergab sich bei einer nochmaligen mikroskopischen Auswertung der Verdacht auf das Vorkommen von *Tychonema*/Microcoleus, die ATX-Konzentration war jedoch mit $0,006 \mu\text{g g}^{-1}$ Frischgewicht sehr gering. An allen anderen Messstellen lag die ATX-Konzentration - sofern nachweisbar - unter $0,05 \mu\text{g g}^{-1}$ FG (Abb.3). Anlass bezogen wurden im Verlauf der Badesaison Makrophytenproben vom Strandbad Müggelsee (B116), Groß-Glienicker See (B961, B962) und auch Spektensee (B970) entnommen. Diese hatten sich in großen Mengen am Ufer angesammelt. Auch an der Gr. Steinlanke (B333) und Radfahrerwiese (B336) trieben im August Teppiche aus Makrophyten (u.a. Wasserpest), die Anlass bezogen beprobt wurden. Die Anatoxin-a-Konzentration lag in allen Proben unter der Bestimmungsgrenze.

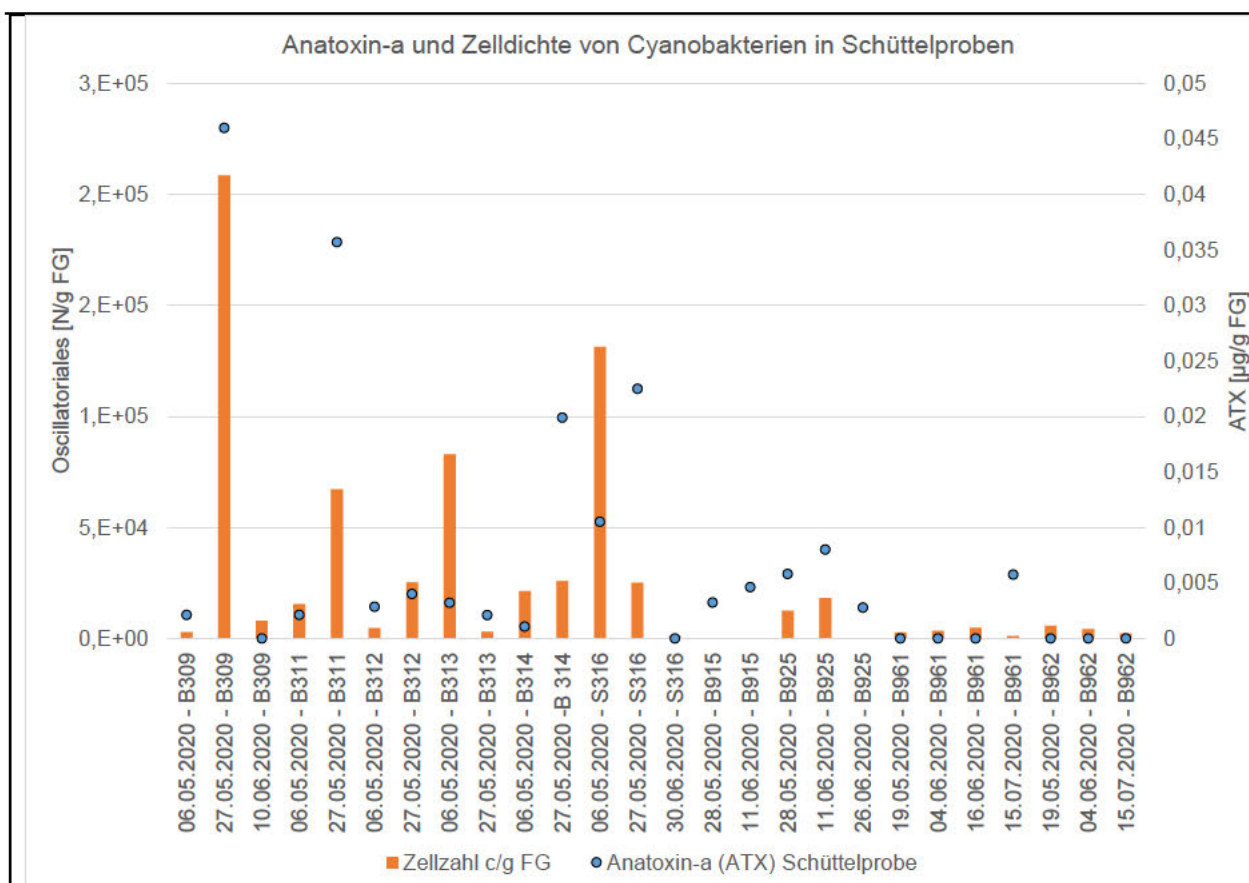


Abb. 3: Anatoxin-a-in Schüttelproben (bezogen auf das Frischgewicht der Makrophyten) und Zelldichte von Oscillatoriales cf. *Tychonema* an ausgewählten Badestellen ab Mai 2020, dargestellt sind jeweils positive Ergebnisse.

3.1.2 Cyanobakterienfluoreszenz und Biovolumen

Die einzelnen Algenklassen besitzen für die Lichtabsorption unterschiedliche Pigmentproteinkomplexe in den Photosystemen. Bei den Cyanobakterien sind neben dem Chlorophyll a die wichtigsten Photosynthesepigmente Phycocyanin, Allophycocyanin und Phycoerythrin. Letztere liegen als „akessorische“ Pigmente in reihenartigen oder kugeligen Körpern, den sog. Phycobilisomen, vor und sind Bestandteil des Lichtsammelsystems. Durch die spezifische Pigmentierung der Algenklassen ergeben sich unterschiedliche Fluoreszenzanregungsspektren für eine messbare Fluoreszenzemission, was bei der Vor-Ort-Fluoreszenzmessung ausgenutzt wird. Neben Cyanobakterien besitzen auch die Cryptophyta (Schlundflagellaten) Phycocyanine und Phycoerythrine. Aus Abb. 4 - 5 ergibt sich eine recht gute Übereinstimmung zwischen dem Pigment Phycocyanin und dem Biovolumen der Cyanobakterien (Korrelationskoeffizient 0,7). Nach den diesjährigen Ergebnissen ist ab einer Phycocyaninkonzentration von $20 \mu\text{g L}^{-1}$ mit Biovolumina $> 3 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$, welche nach UBA-Schema der 2. Warnstufe entsprechen (Abb.1), zu rechnen.

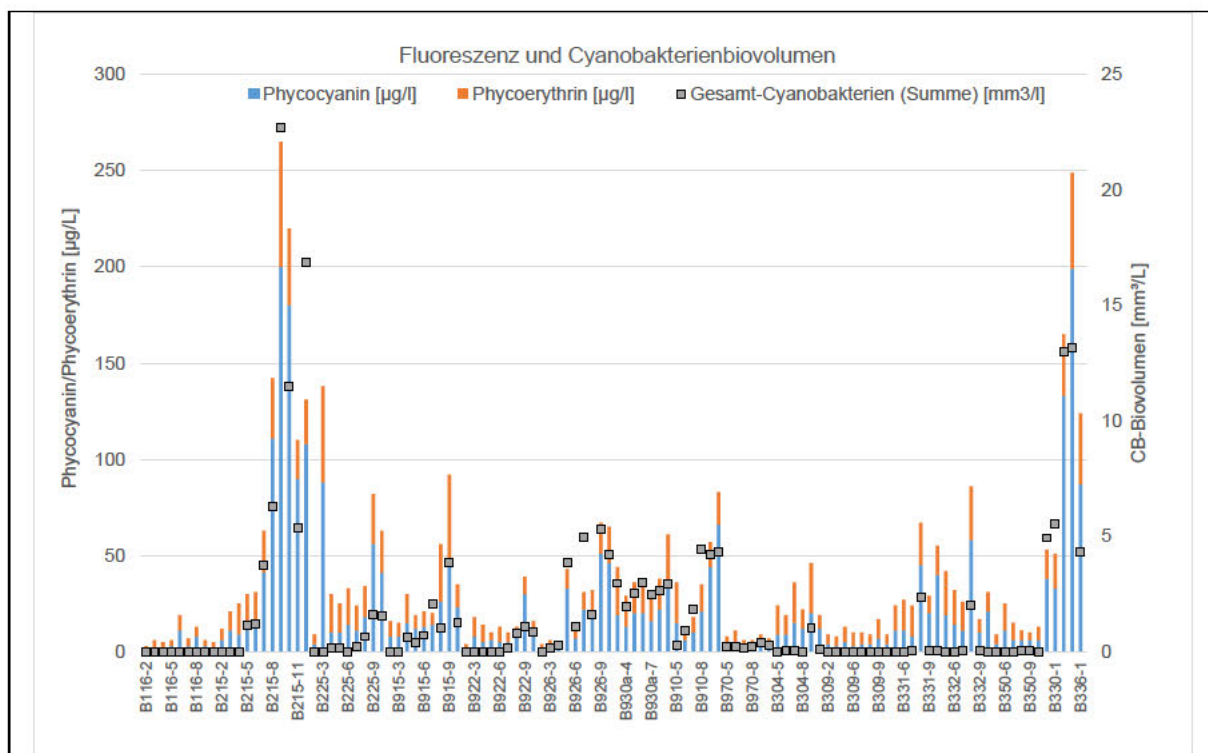


Abb. 4: Vor Ort gemessene Cyanobakterien-Fluoreszenz angegeben als Phycocyanin und Phycoerythrin und zugehöriges Cyanobakterienbiovolumen.

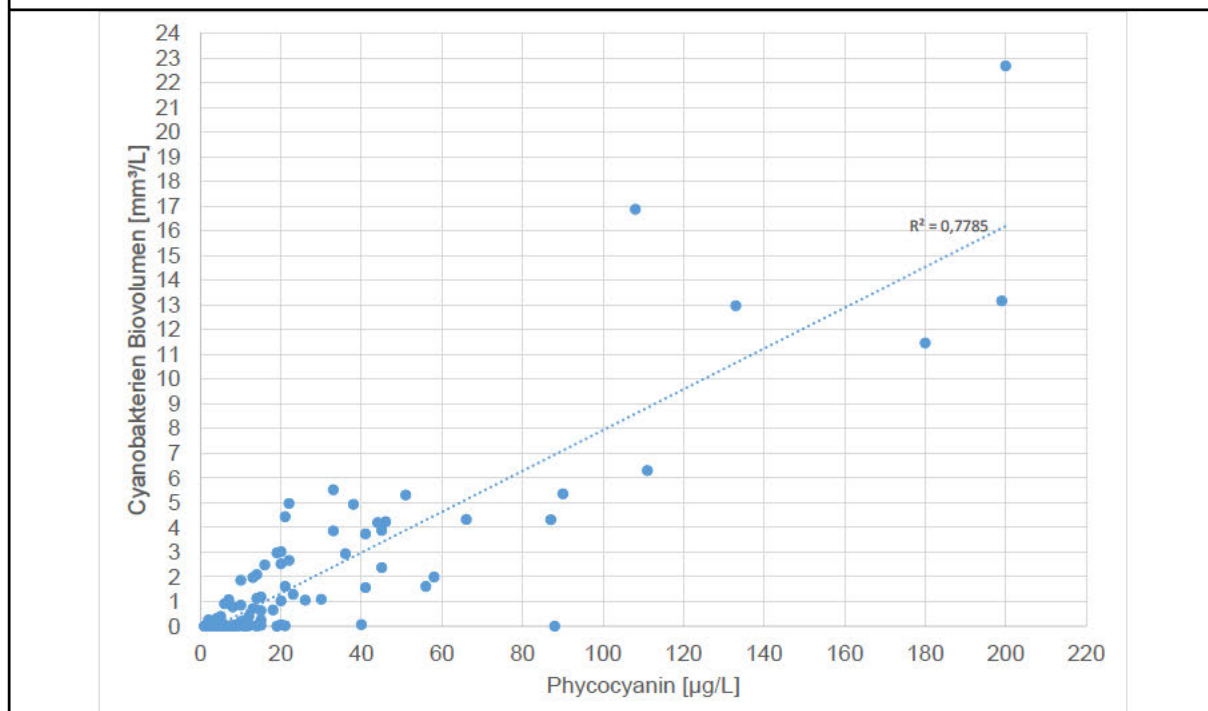


Abb. 5: Korrelation zwischen der vor Ort gemessenen Cyanobakterien-Fluoreszenz angegeben als Phycocyanin und zugehörigem Cyanobakterienbiovolumen.

3.2 Planktische Cyanobakterien und Cyanotoxine an ausgewählten Berliner Badestellen

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

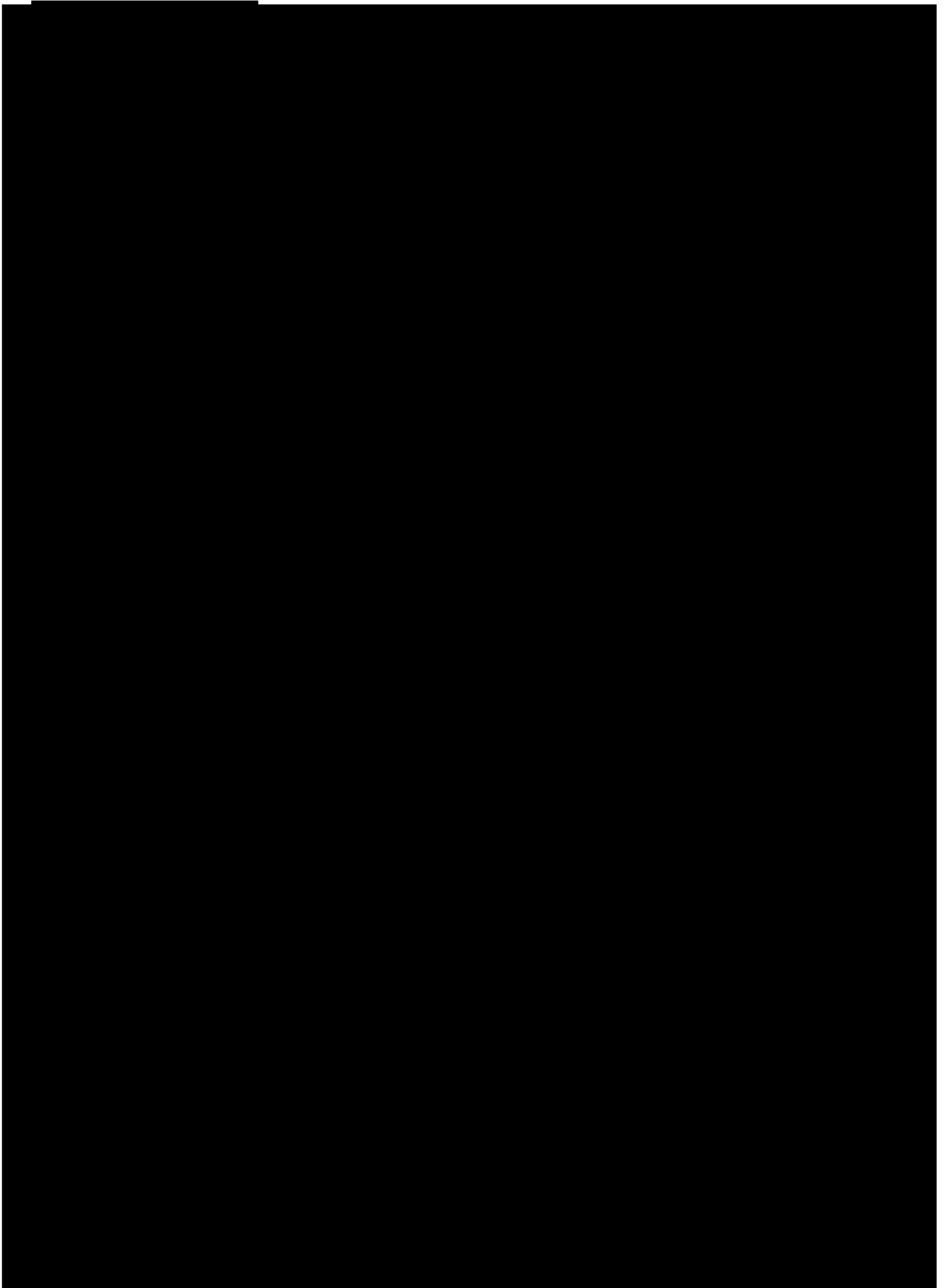
[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

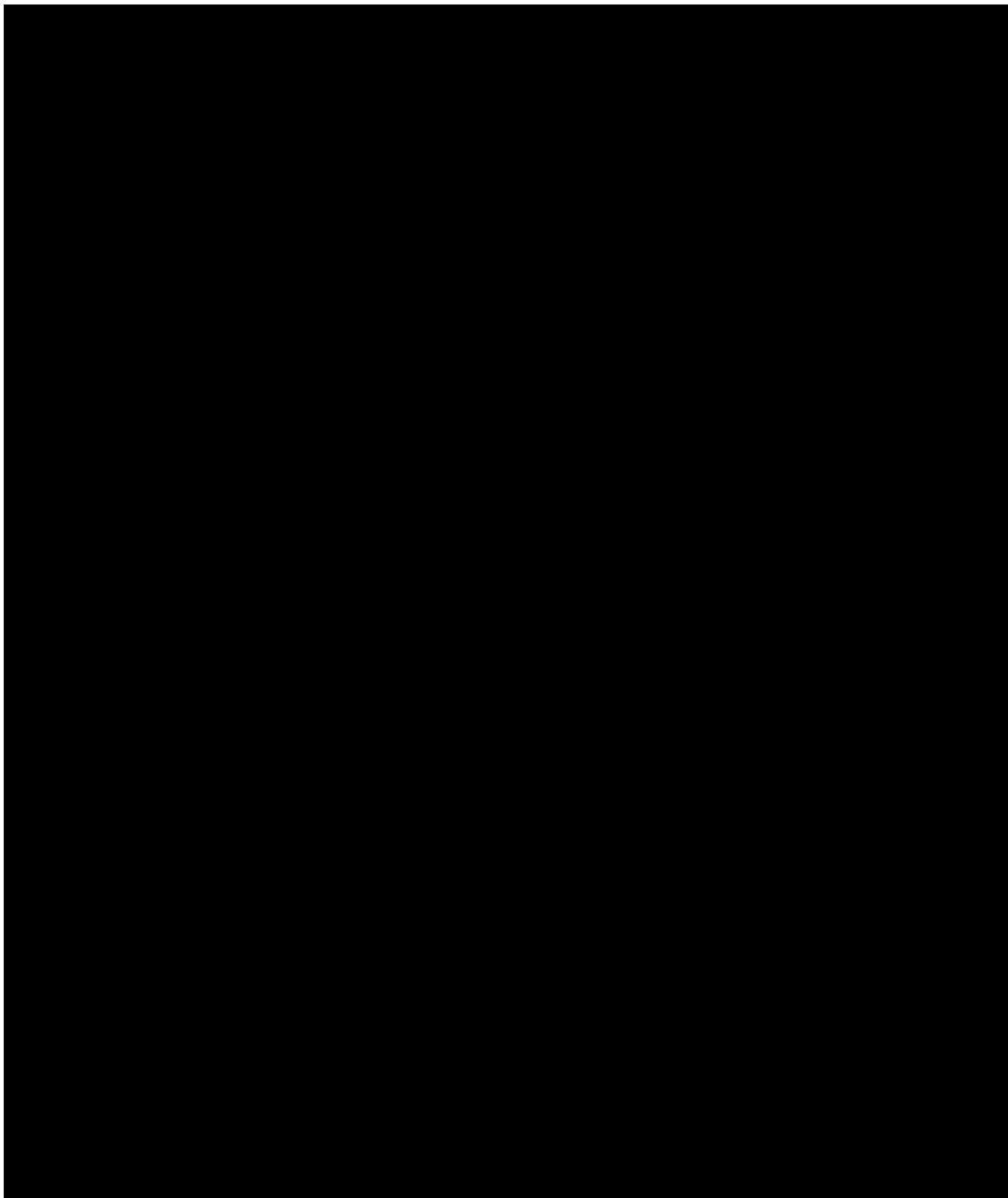


[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[illegible]



[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

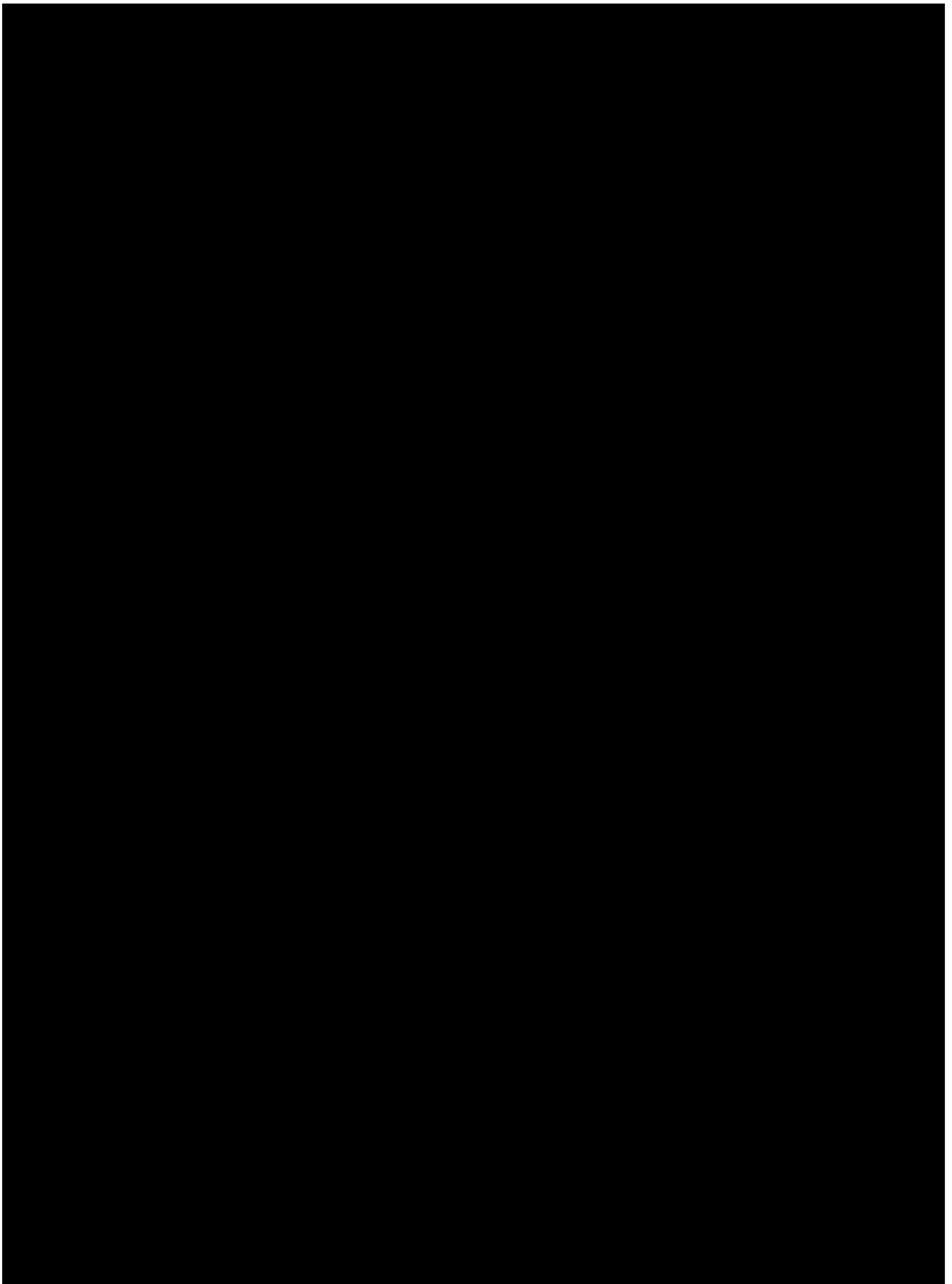
[REDACTED]

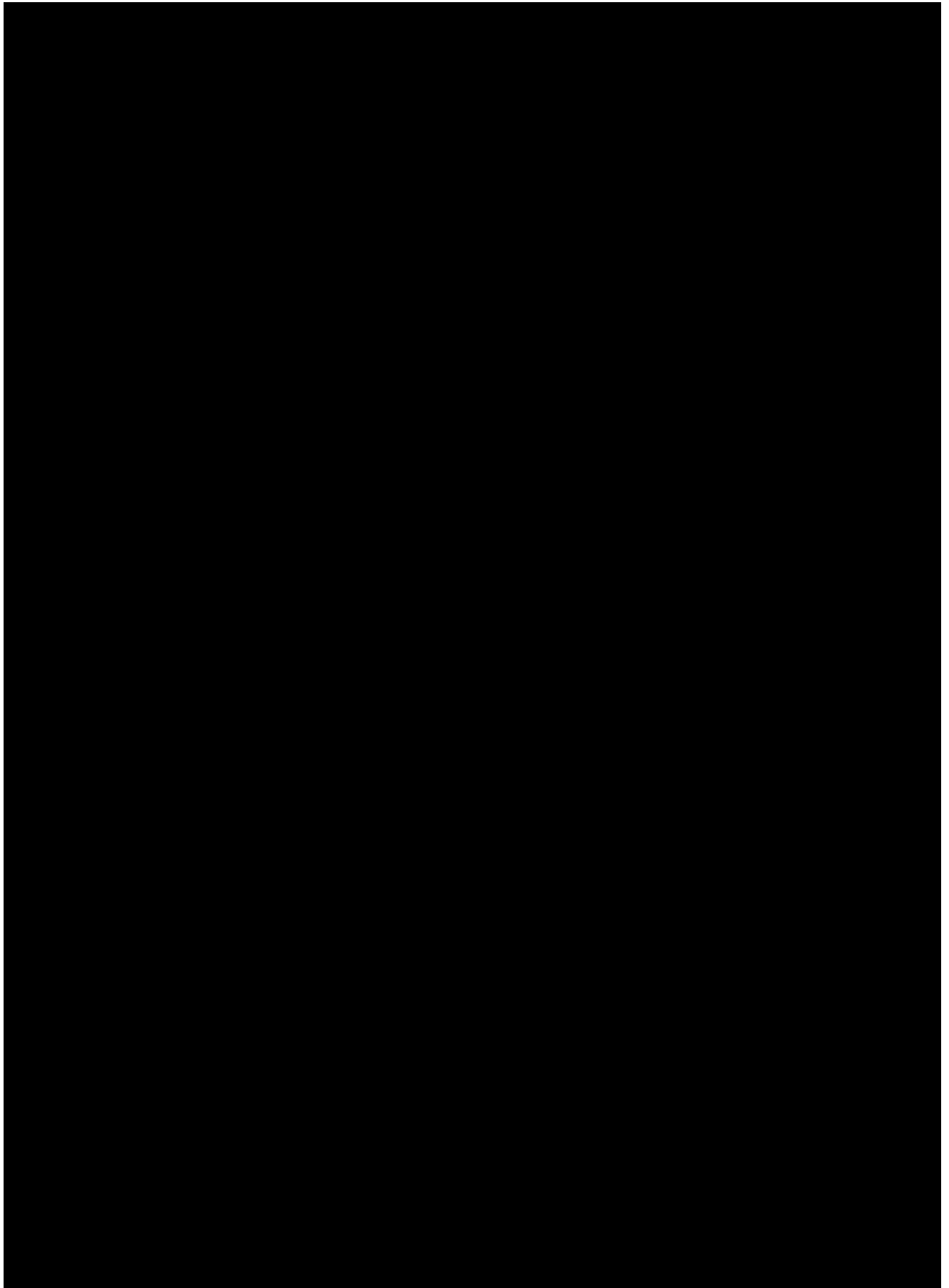
[REDACTED] [REDACTED]

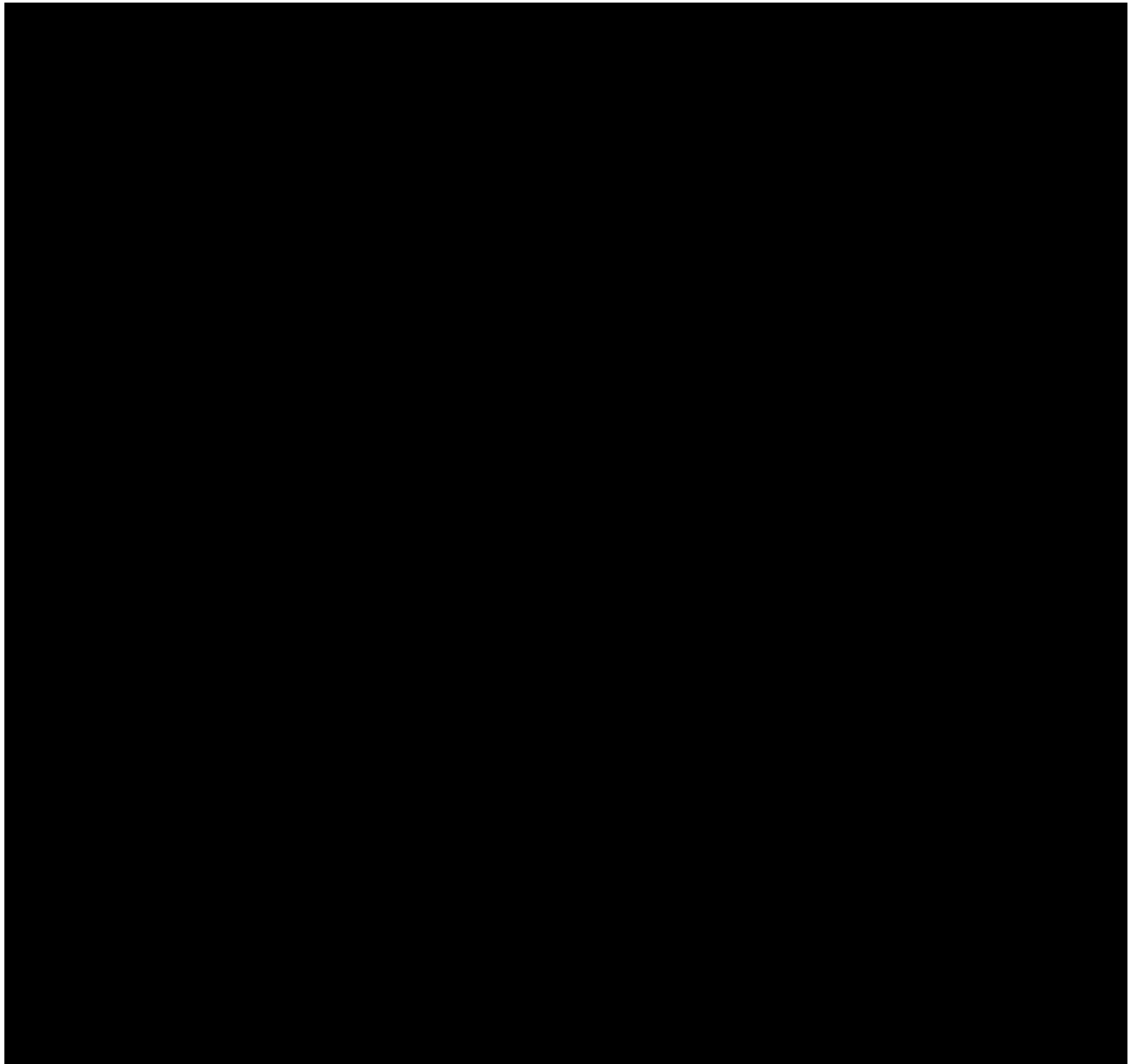
[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED]







[REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED] [REDACTED]

[REDACTED]

3.2.3 Havel und ihre seenartigen Erweiterungen

[REDACTED] [REDACTED]

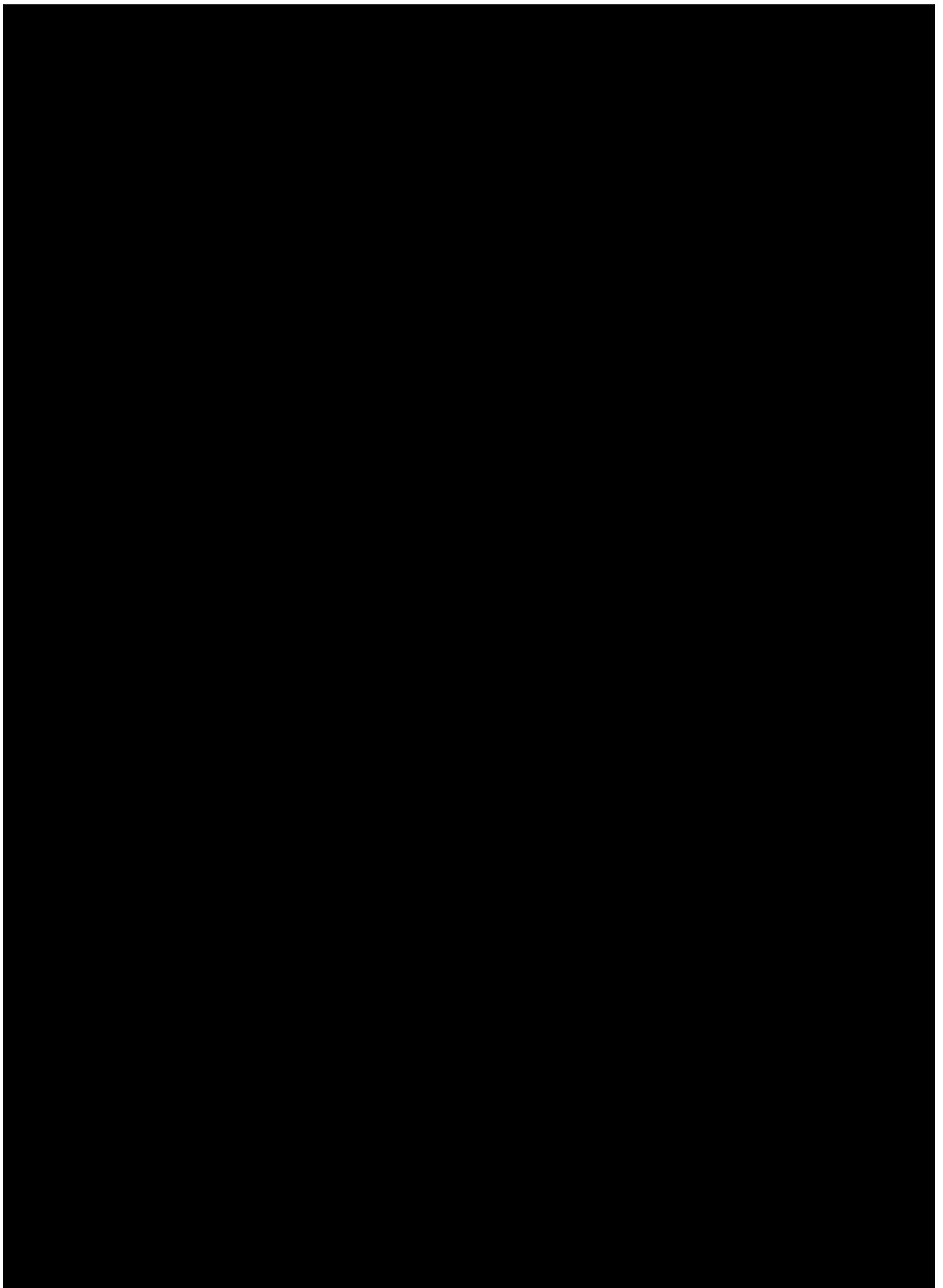
[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

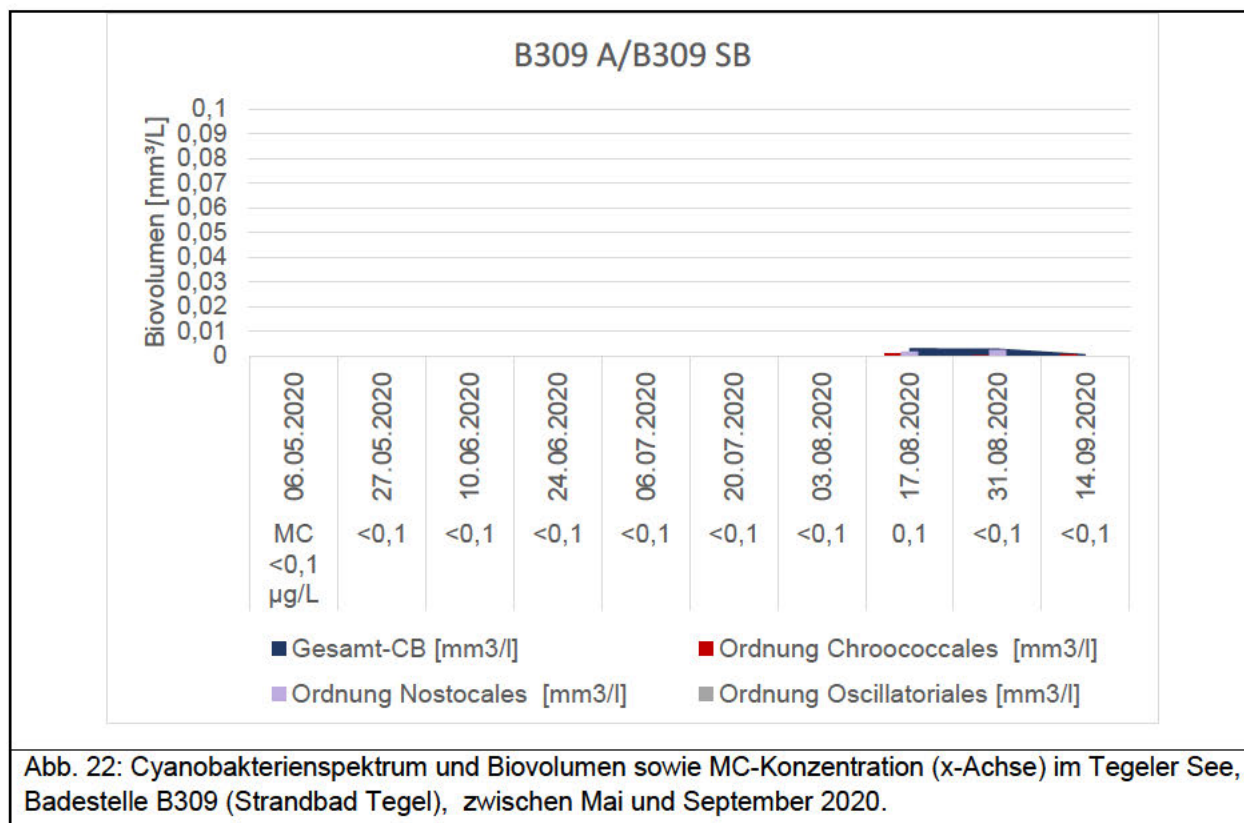
[REDACTED]

[REDACTED]



</									

3.2.3.2 Tegeler See



Im Berichtsjahr 2020 war die Menge der planktischen Cyanobakterien im Tegeler See bei einem Biovolumen von dauerhaft unter $0,1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ marginal und die Micocystin-Konzentration blieb in der Regel unter der Bestimmungsgrenze (Abb.22). Auch die anderen Phytoplankter bildeten eine geringe Biomasse, die meist einer Chlorophyllkonzentration unter 10 µg L^{-1} entsprach und hohe Sichttiefen bis zu 420 cm zuließ.

Langjährige Tendenz

Im Zuge der langjährigen Phosphateleminierung durch die OWA Tegel, welche bis 2017 und auch in der Badesaison 2020 in PT-Konzentrationen unter $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ resultierte und durch klimatische Veränderungen begünstigt, befindet sich der Tegeler See seit Jahren im mesotrophen Zustand.

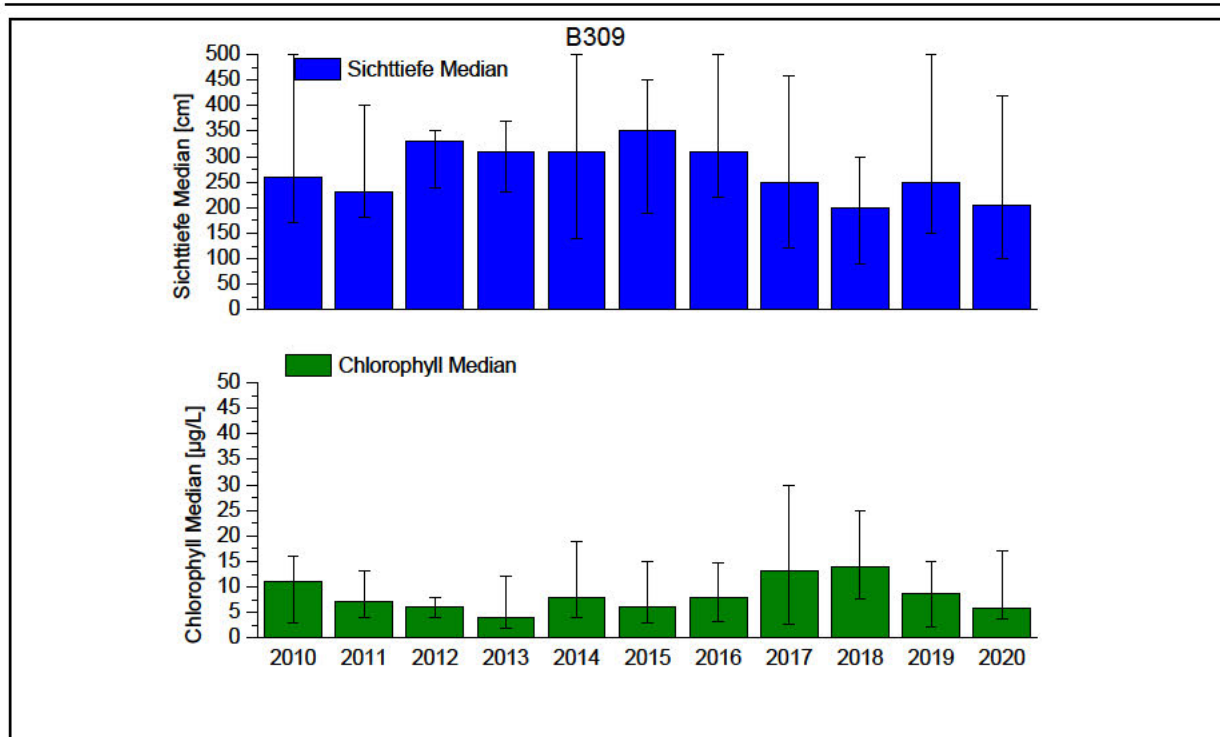


Abb. 23: Median, Maximum und Minimum (n=10) der Sichttiefe und Chl a-Konzentration im Tegeler See, Badestelle B309 (Strandbad Tegel), während der Badesaison im Vergleich der letzten 11 Jahre.

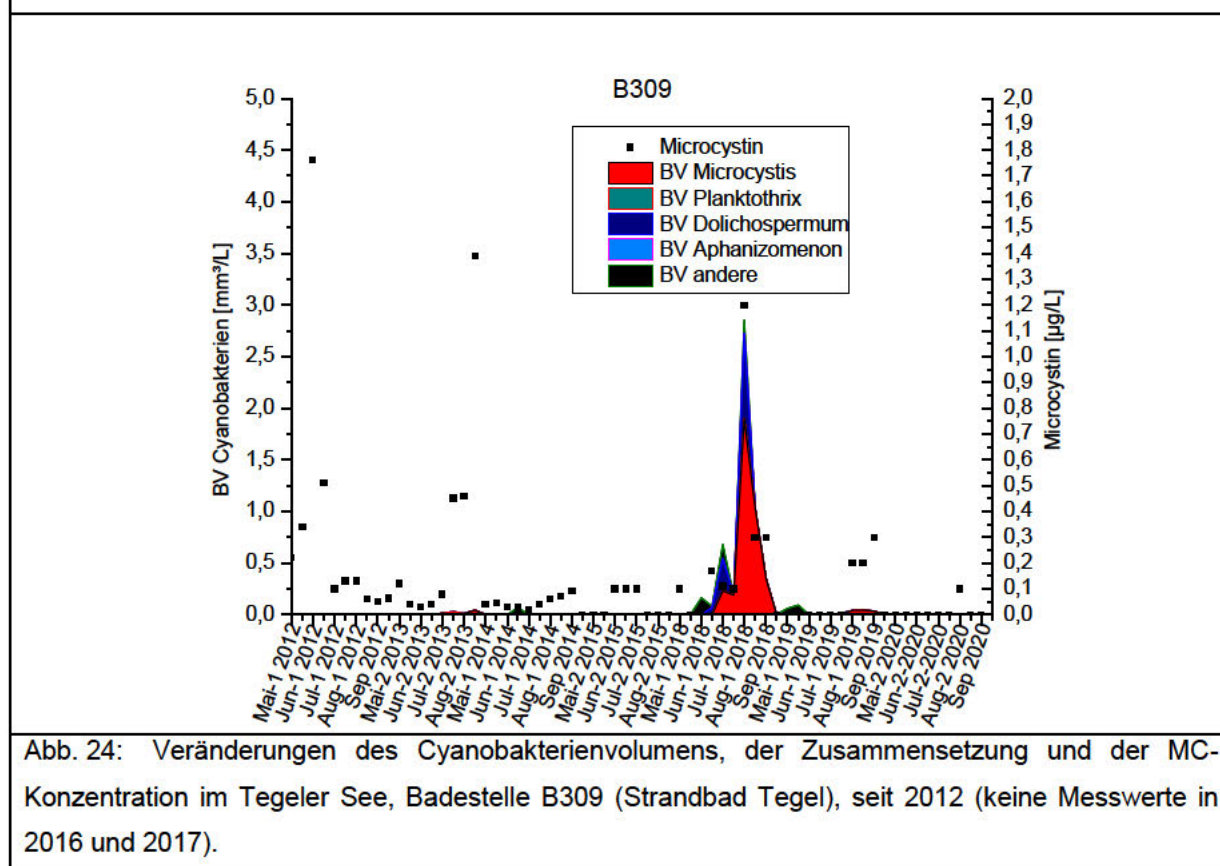
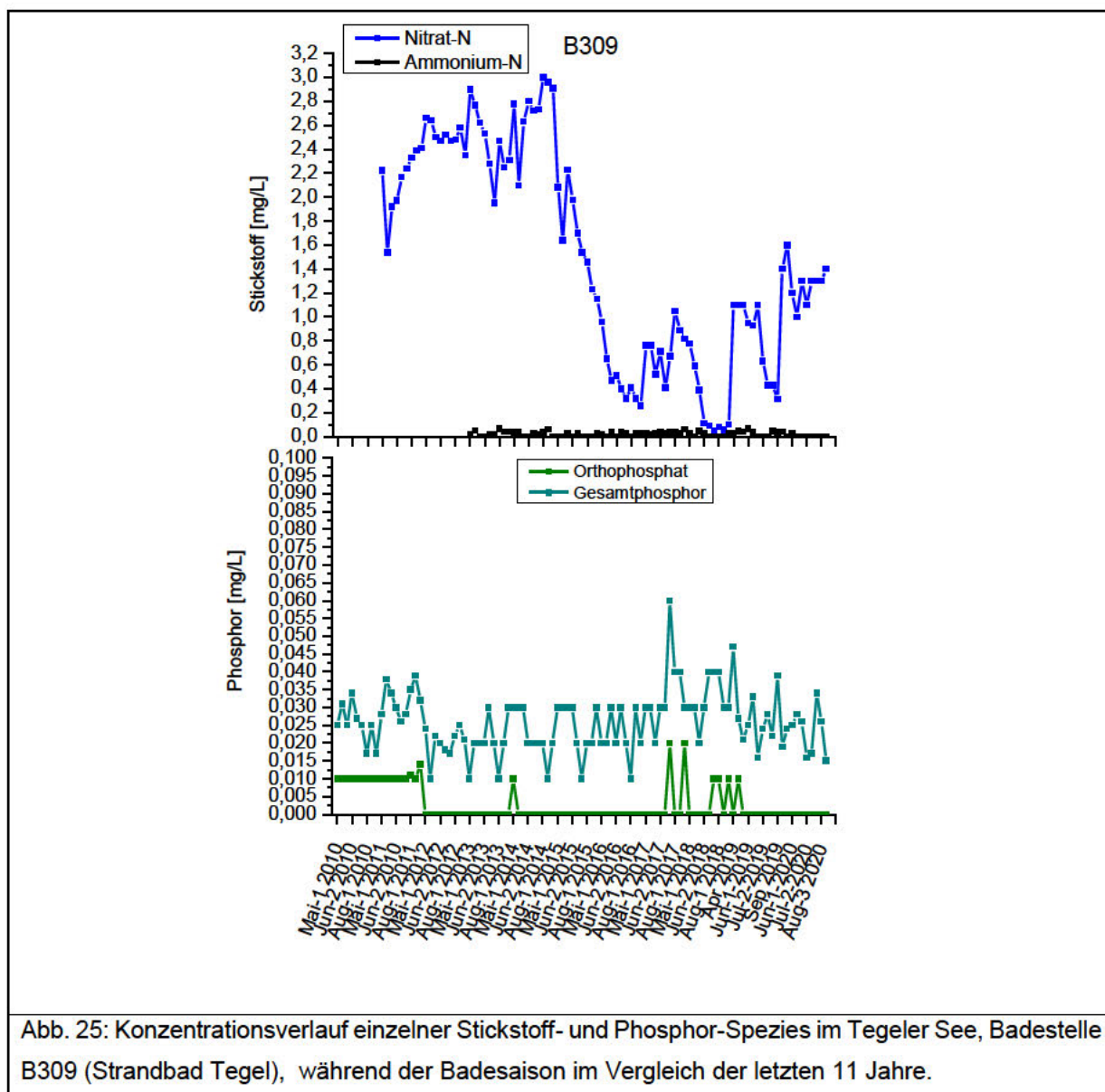


Abb. 24: Veränderungen des Cyanobakterienvolumens, der Zusammensetzung und der MC-Konzentration im Tegeler See, Badestelle B309 (Strandbad Tegel), seit 2012 (keine Messwerte in 2016 und 2017).

Gleichzeitig stabilisiert sich zunehmend eine Makrophytendominanz gegenüber dem

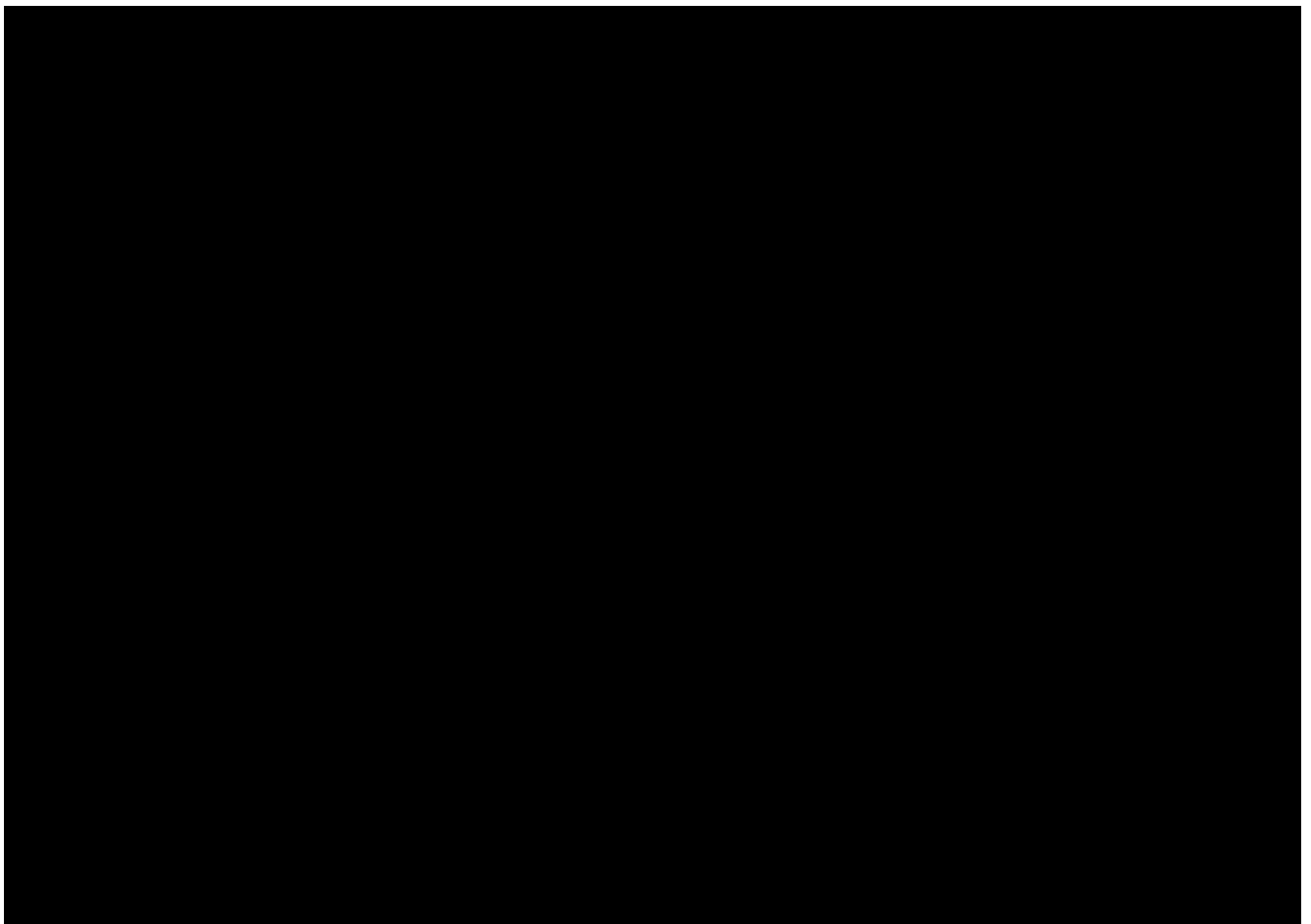
Phytoplankton, wobei auch Cyanobakterien am Gewässergrund Matten bilden oder sich zwischen den Großpflanzen ansiedeln können. Das Phytoplankton entwickelte in den letzten 10 Jahren eine geringe Biomasse, welche meist deutlich unter $10 \mu\text{g Chl a L}^{-1}$ (Saisonmittel) lag. Dies bewirkte eine immer stärkere Aufklärung, wobei die mittlere Sichttiefe langjährig zwischen 230 cm und 350 cm schwankte und die Maxima mitunter 500 cm erreichten (Abb. 23). Seit 2018 wird der Tegeler See im Frühjahr von Land beprobt und die Sichttiefen teilweise geschätzt, was zu Minderbefunden insbesondere in Hinblick auf die mittlere Transparenz führen kann.

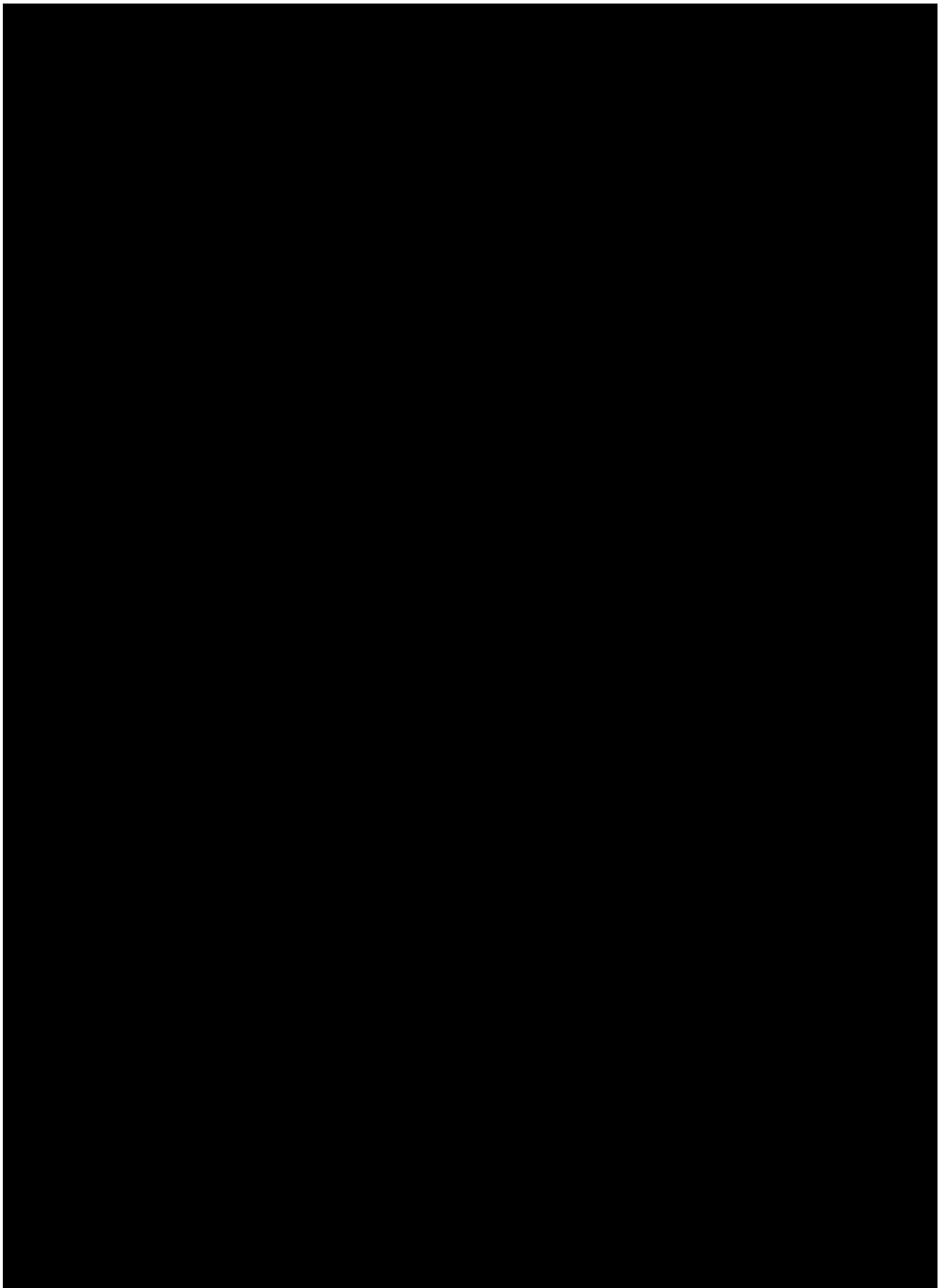


Die Phytoplanktonbiomasse blieb 2020 sehr moderat und die Ergebnisse reihen sich mit $5,9 \mu\text{g Chl a L}^{-1}$ (Saisonmittel) und $17 \mu\text{g Chl a L}^{-1}$ (Maximum) gut in die dargestellten Langzeitdatenreihen ein. Lediglich in den Jahren 2017 und 2018 zeigte der Trophieparameter

Chlorophyll a sowie auch Gesamtphosphor als steuernder Faktor (Abb. 25) eine Verschlechterung. Zugleich hatten planktische Cyanobakterien der Gattung *Microcystis* in der Badesaison 2018 nach langer Zeit wieder ein nennenswertes Biovolumen gebildet (Abb. 24). In der Saison 2020 waren diese nur im August in vernachlässigbarer Anzahl nachweisbar ($< 0,01 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$). Die Ergebnisse zu den Makrophyten-assoziierten Cyanobakterien finden sich in Kap.3.1.1.

Nitratstickstoff wurde im Tegeler See langjährig auf sehr hohem Konzentrationsniveau bis zu $3,0 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ gehalten, bewegt sich aber seit 2017 auf Höhe von ca. $1,3 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$ (Abb.25). Die aktuelle Trophieeinstufung gemäß LAWA-Empfehlung (2014) ergibt erneut einen mesotrophen (m2)-Zustand.

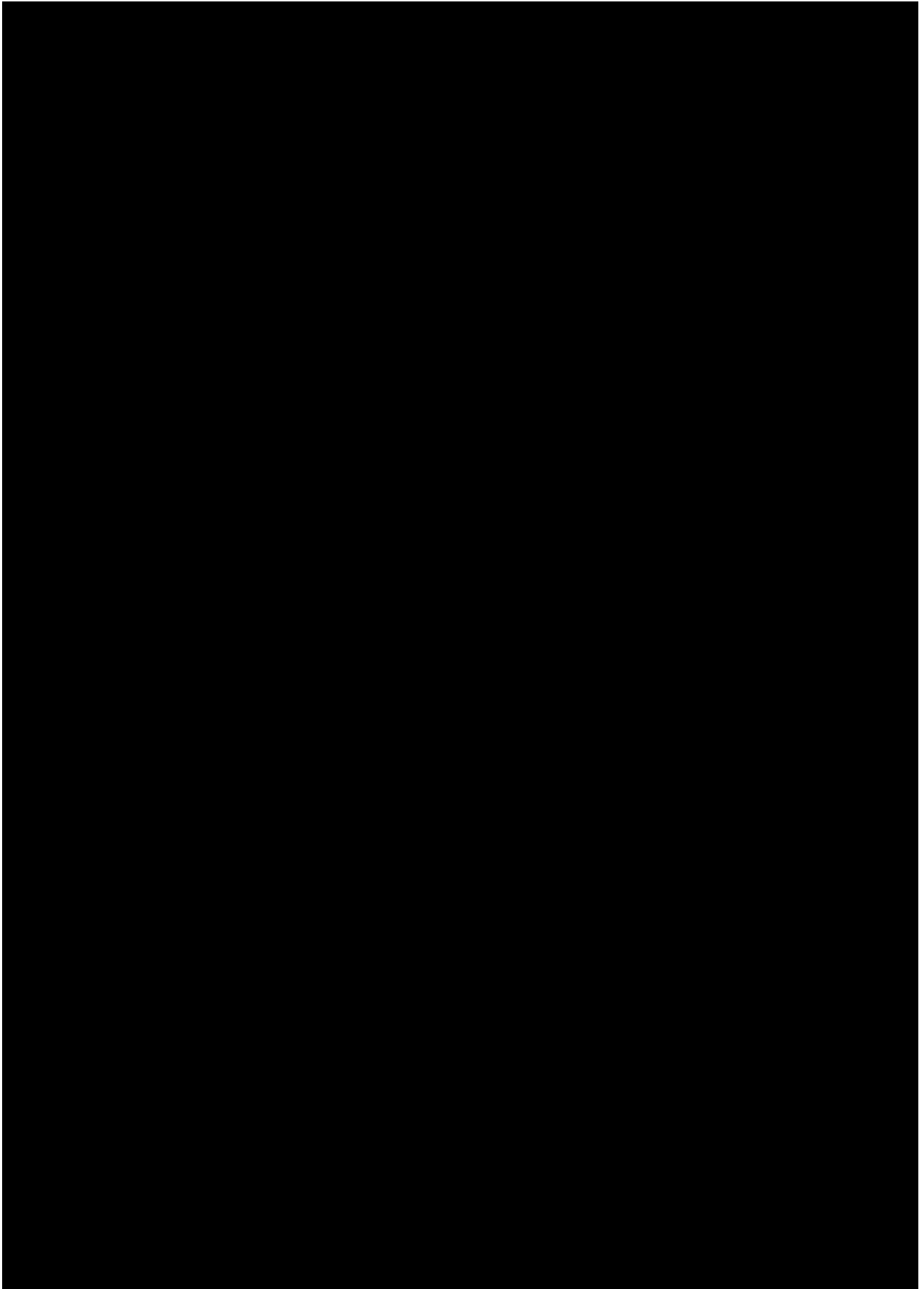


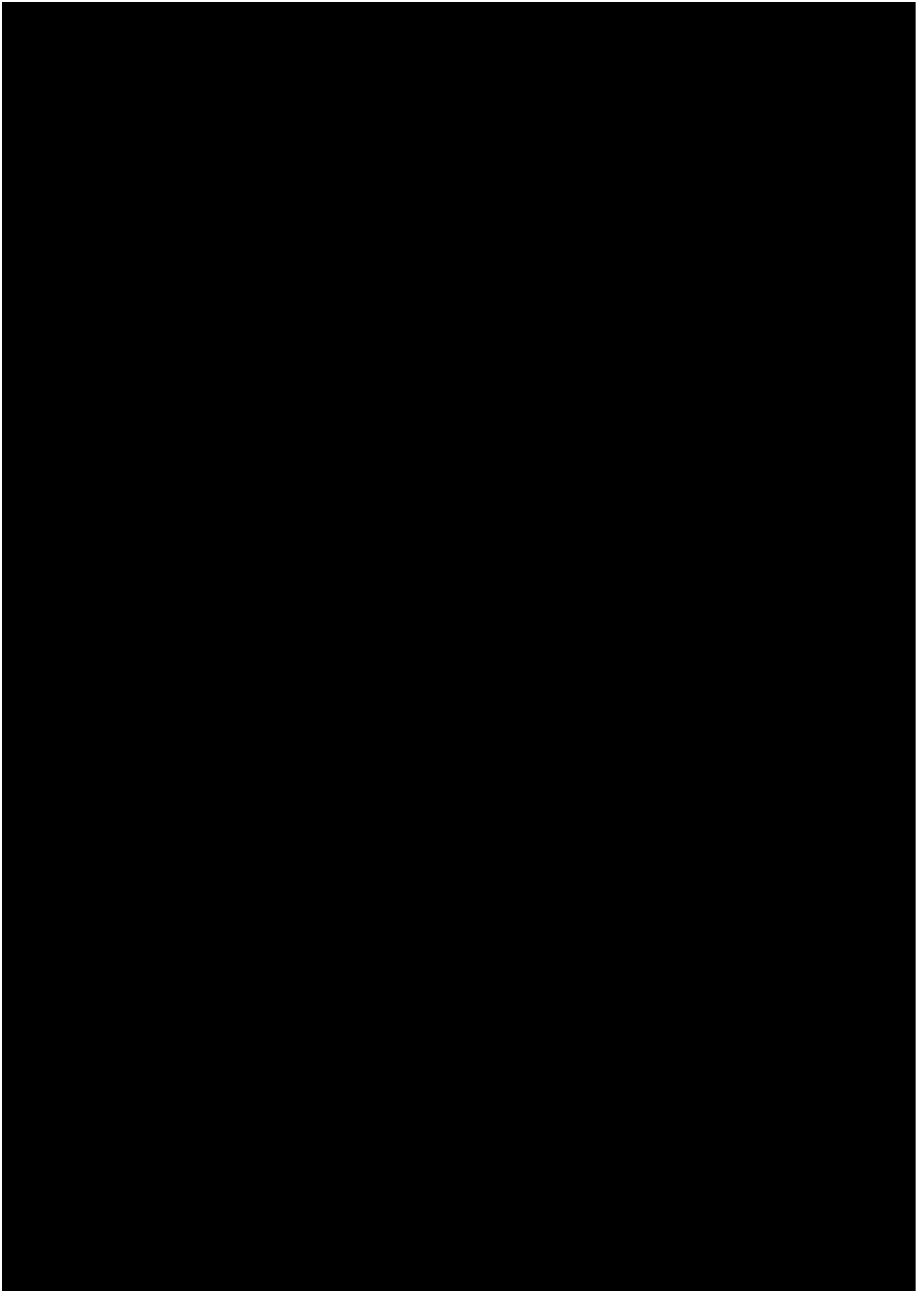


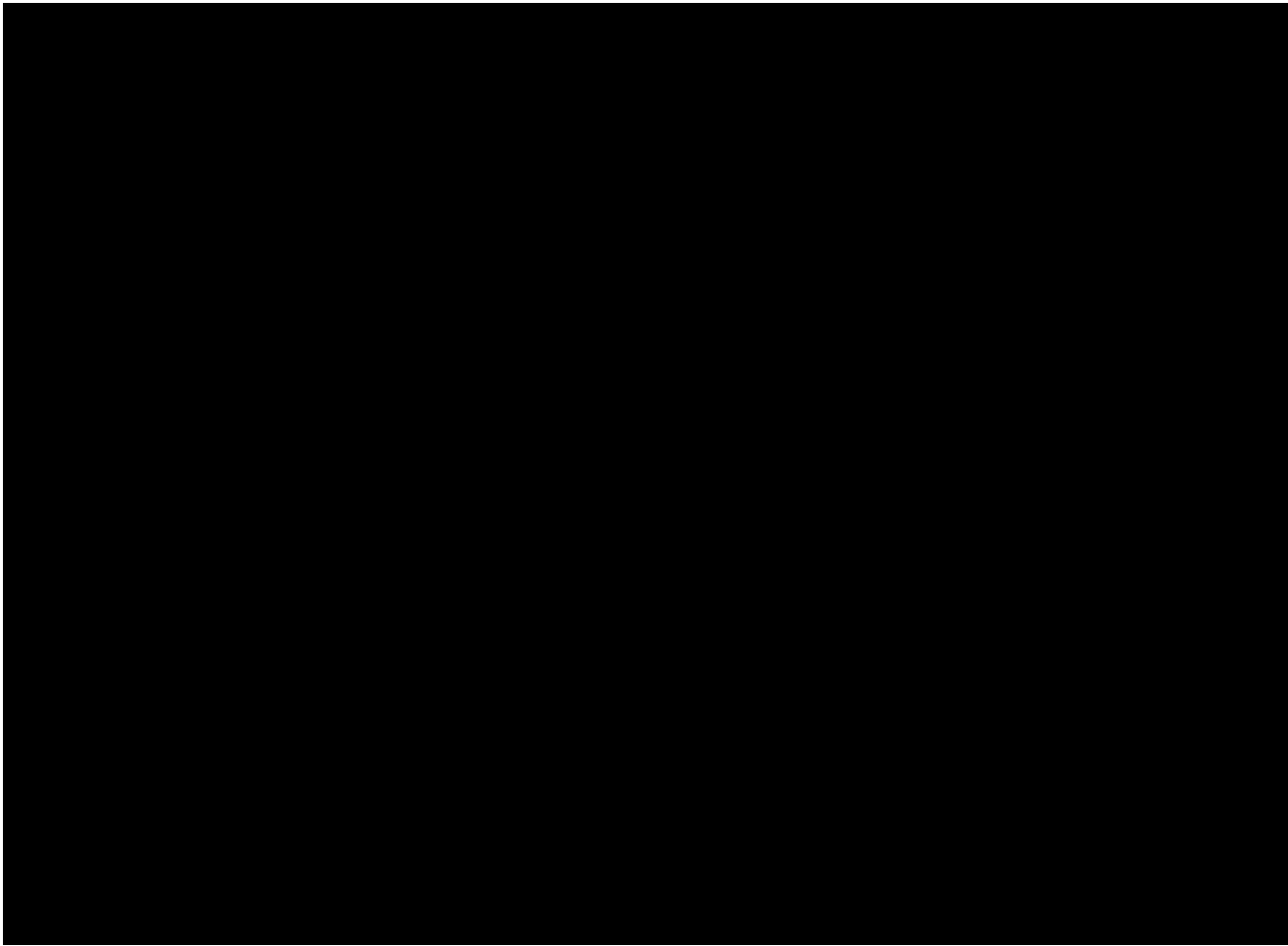
[REDACTED]

[REDACTED]

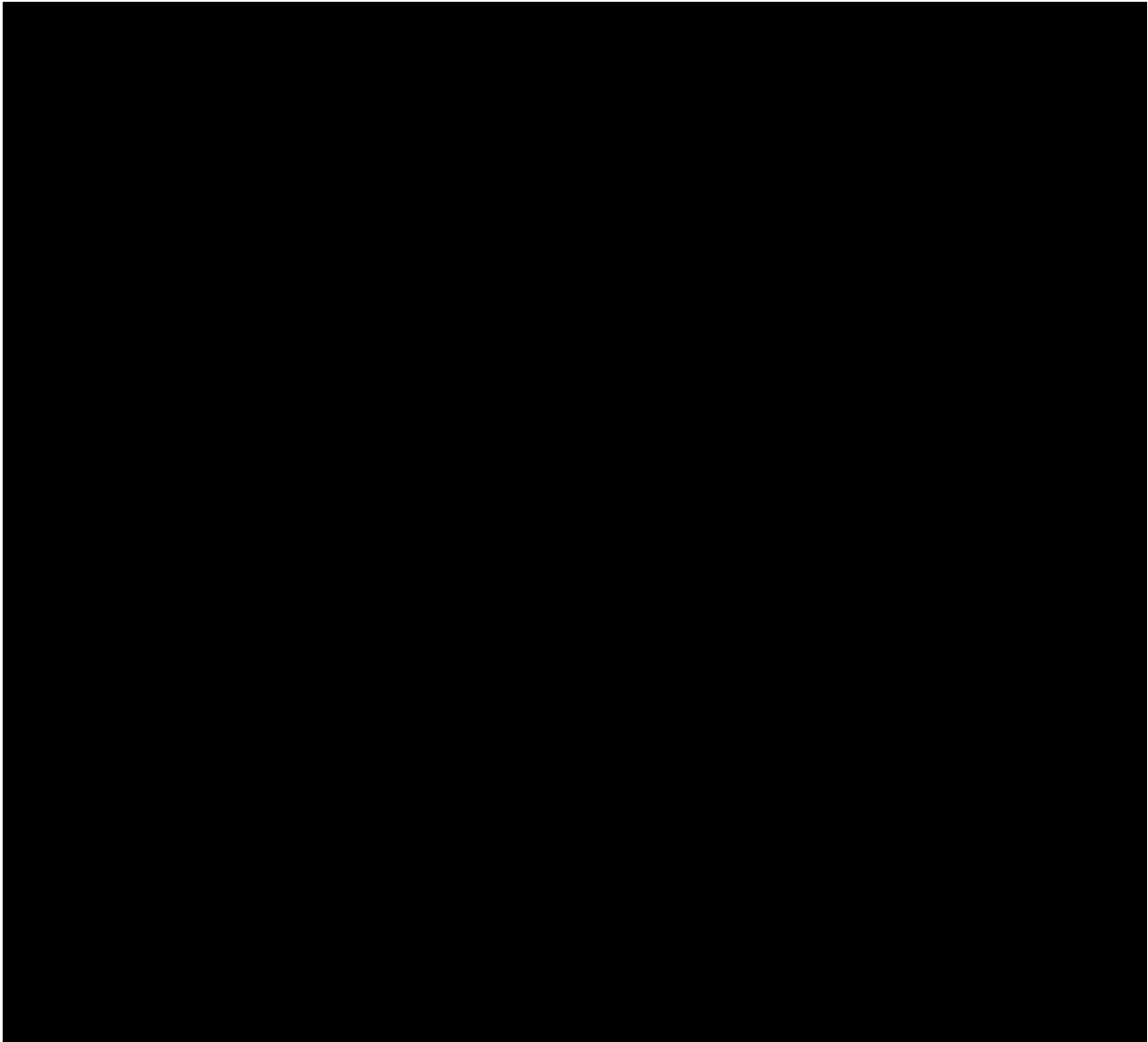
[REDACTED]



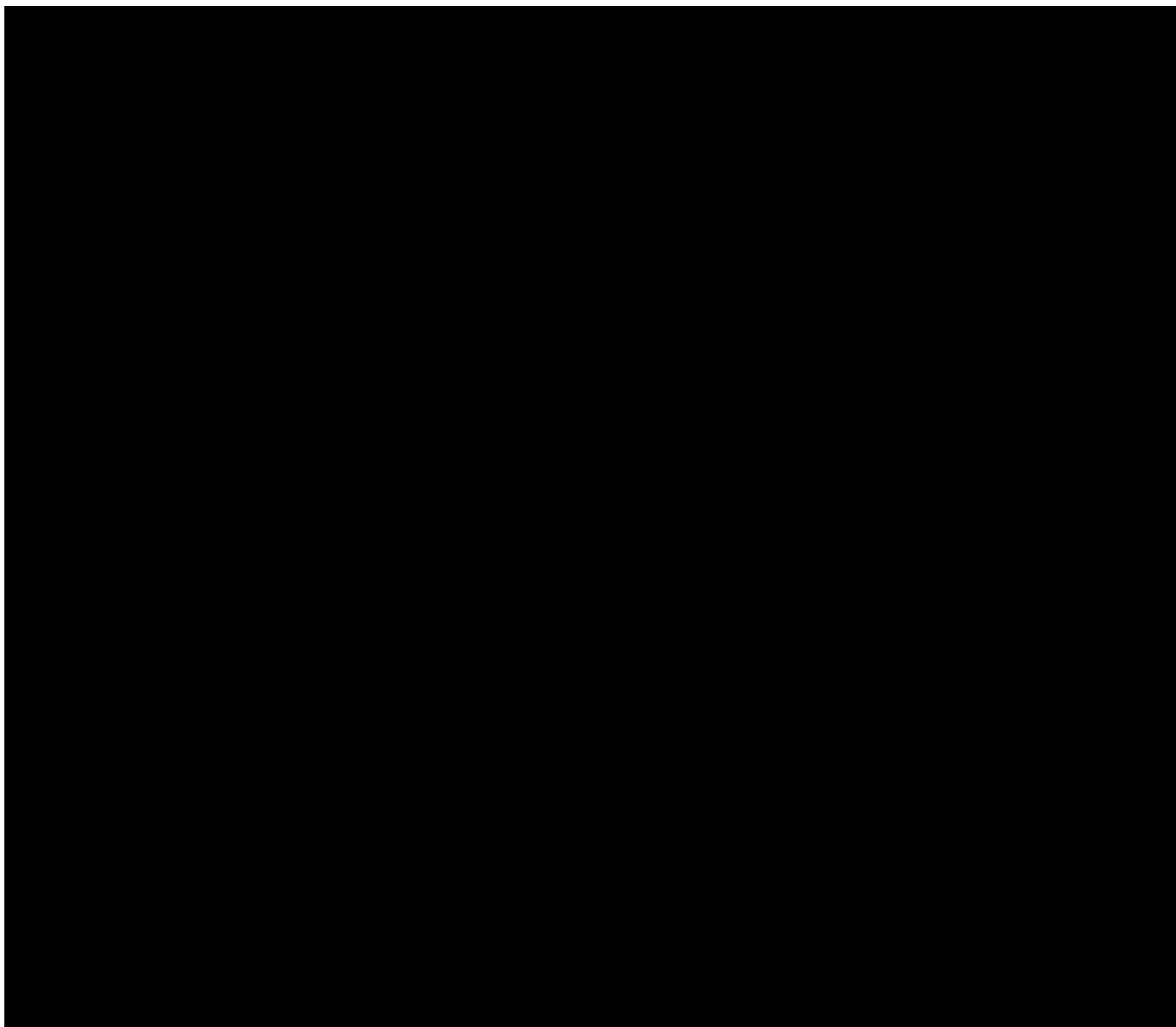




[Redacted text block]



[Redacted text block containing multiple lines of blacked-out content]



[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

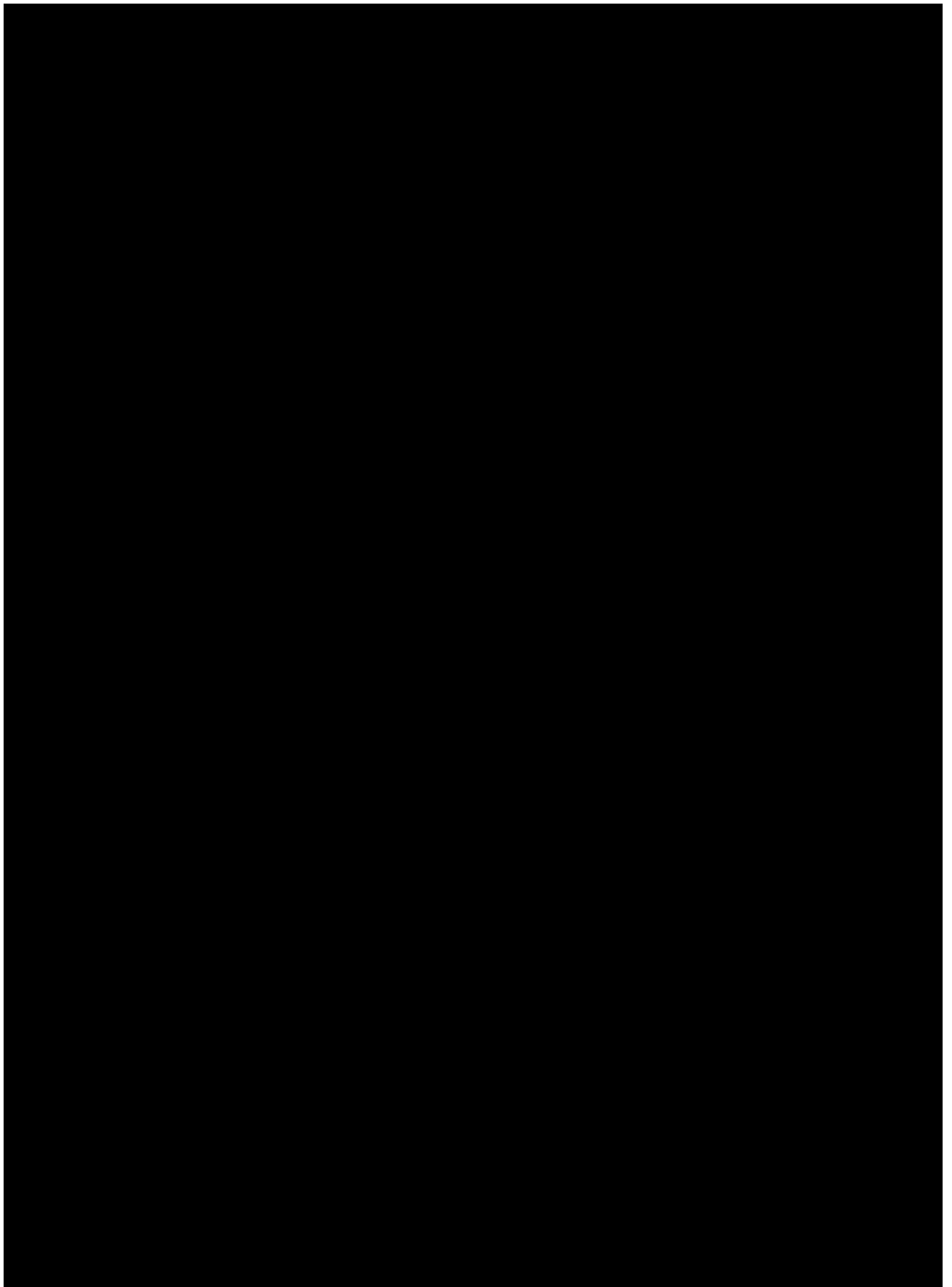
[REDACTED]

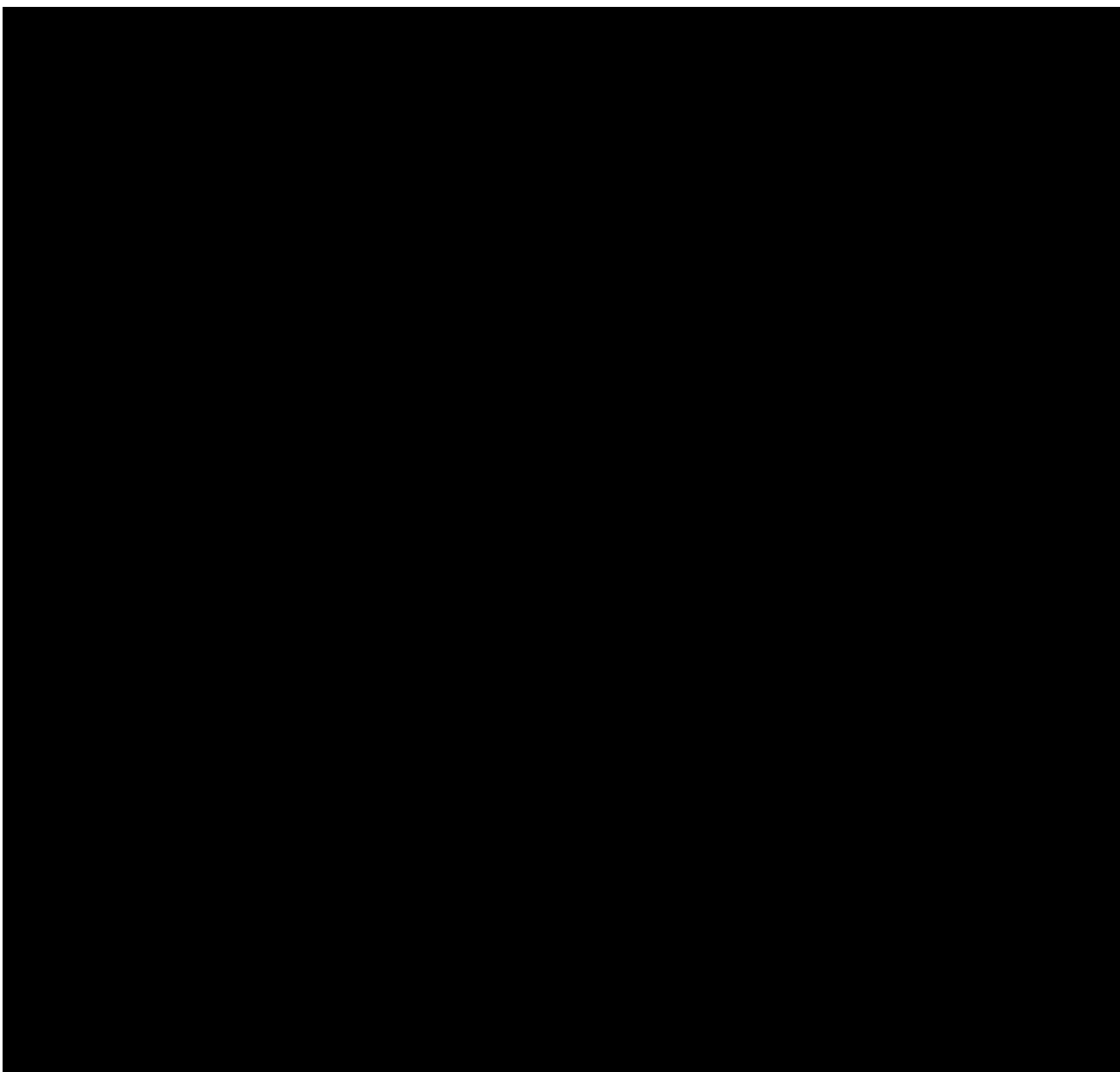
[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]





[REDACTED]

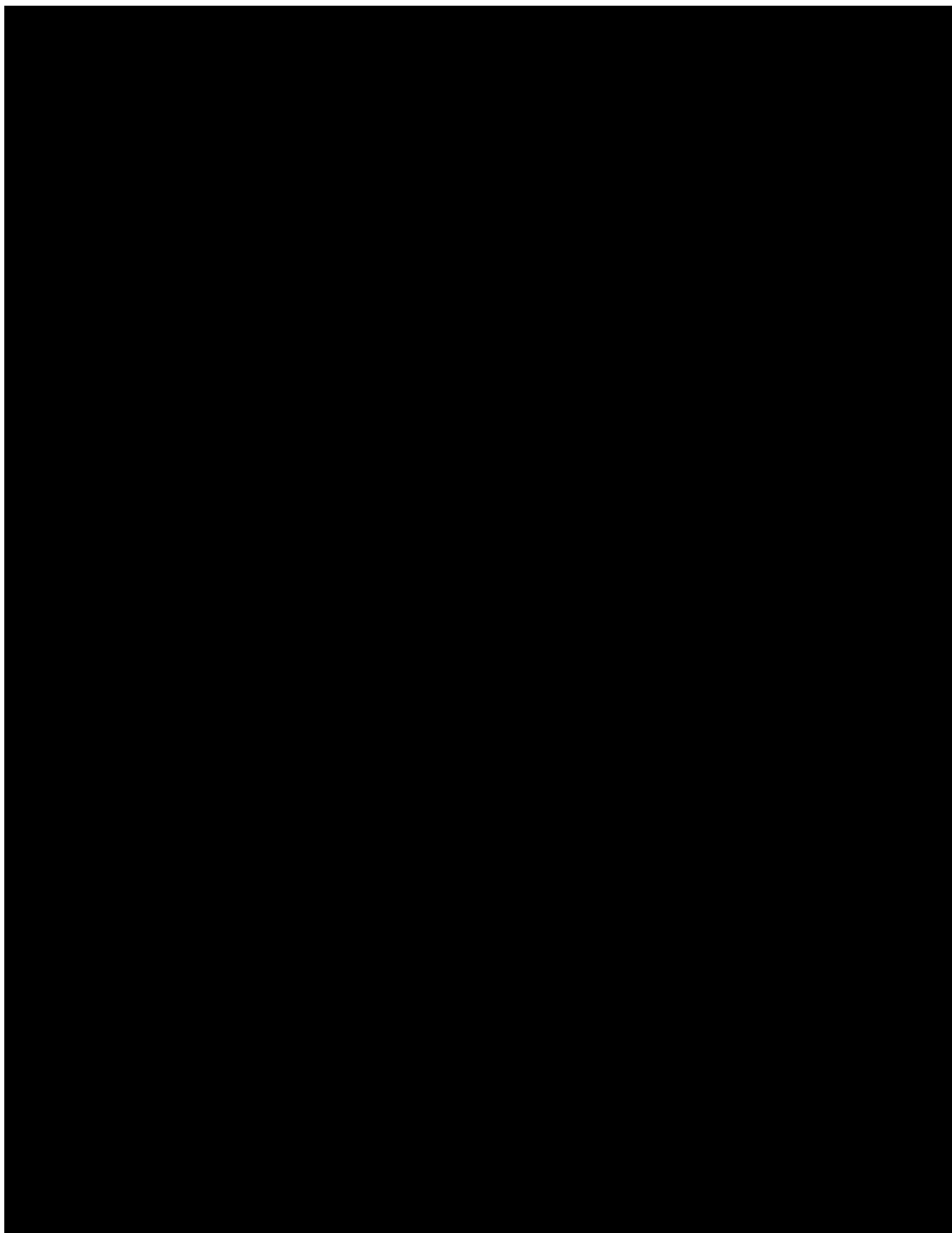
[REDACTED]

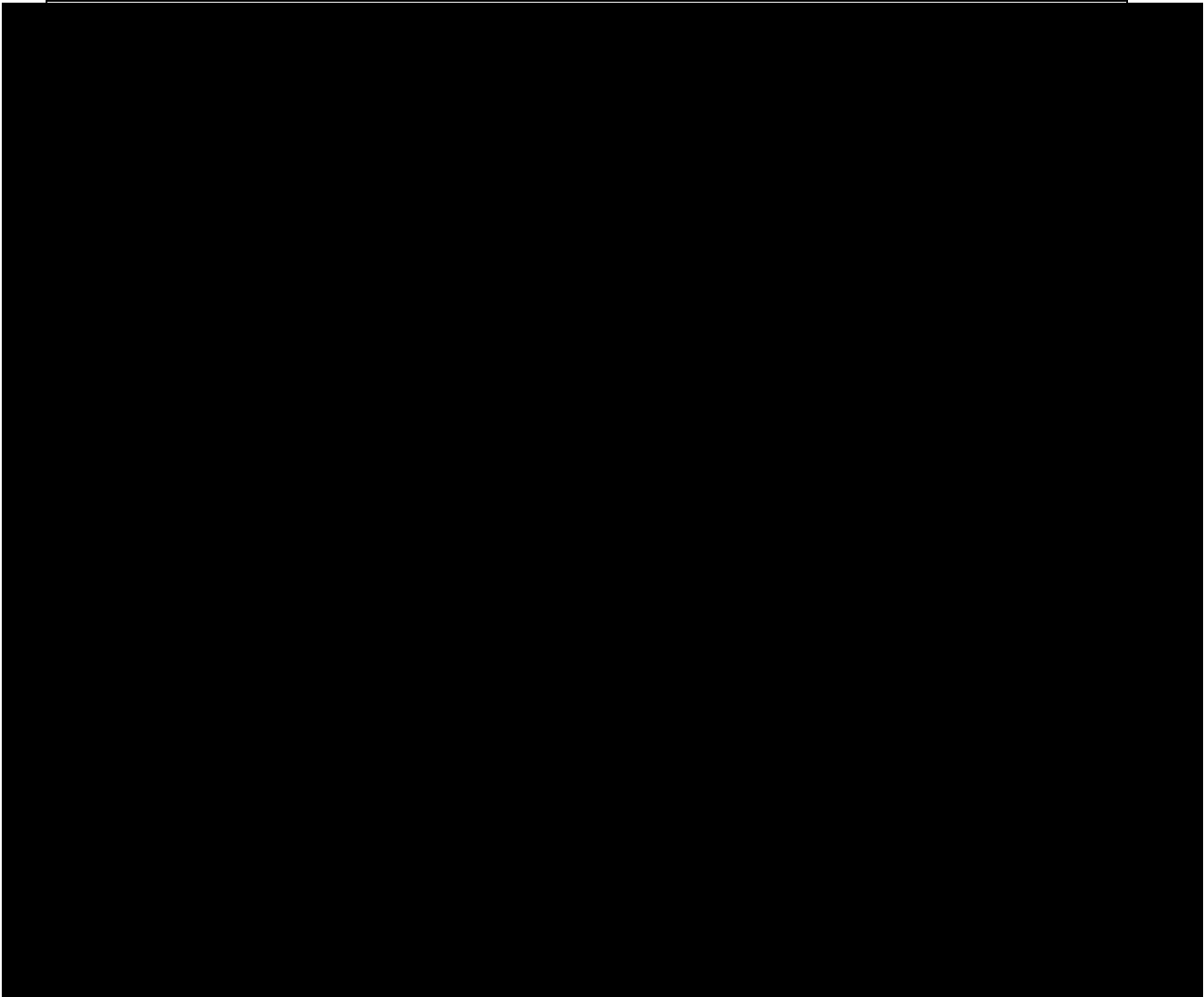
[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]

[REDACTED]





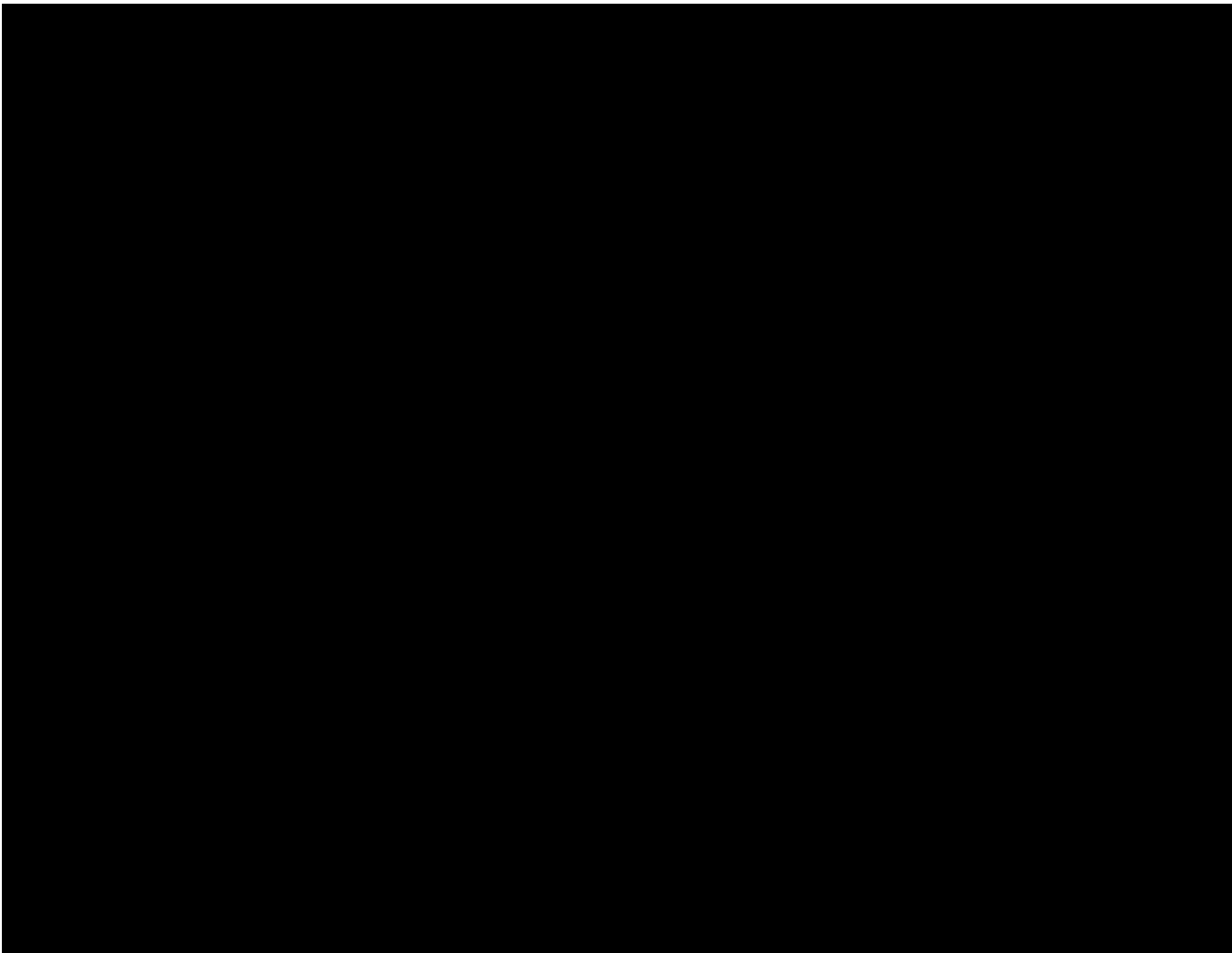
[REDACTED]

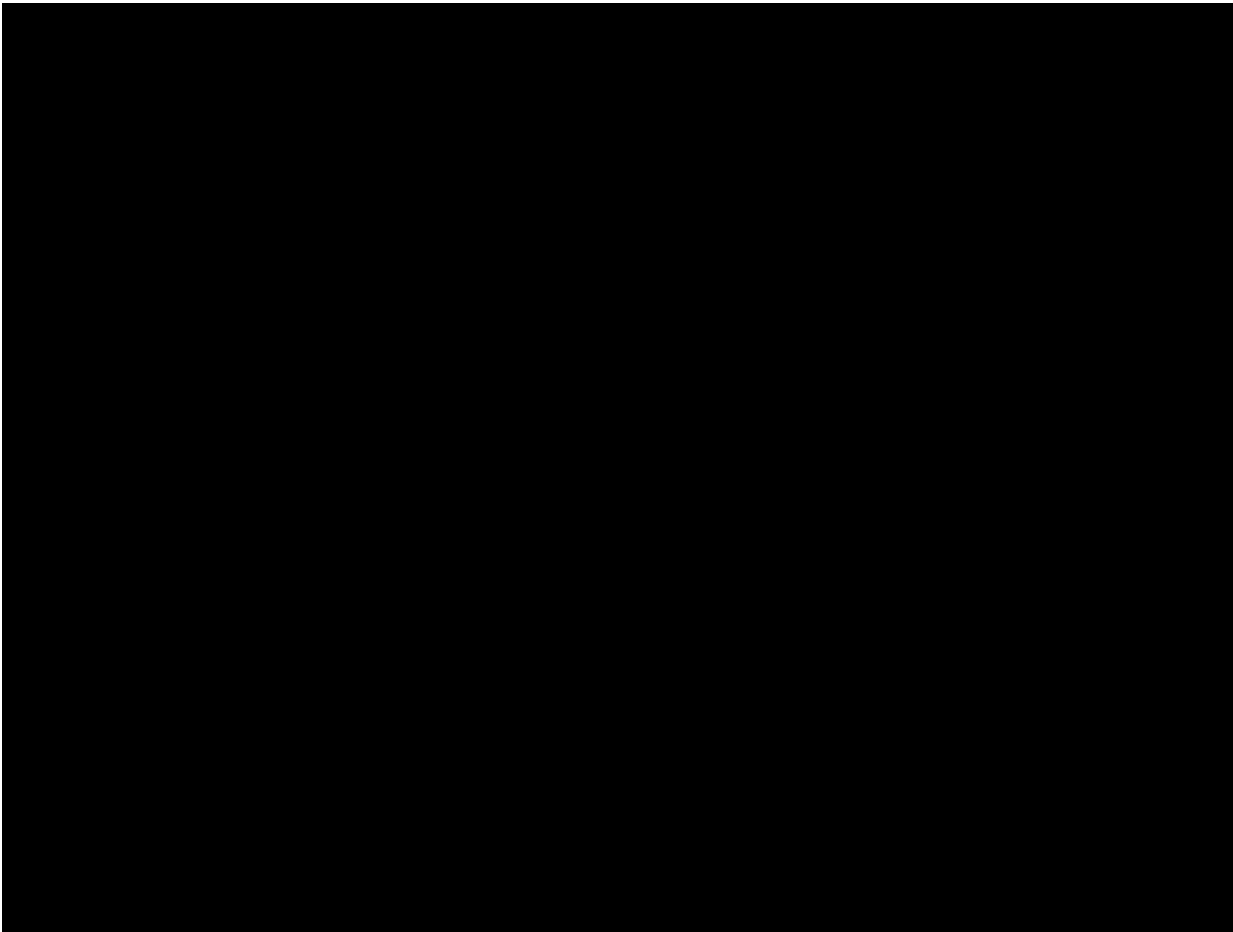
[REDACTED]

[REDACTED]

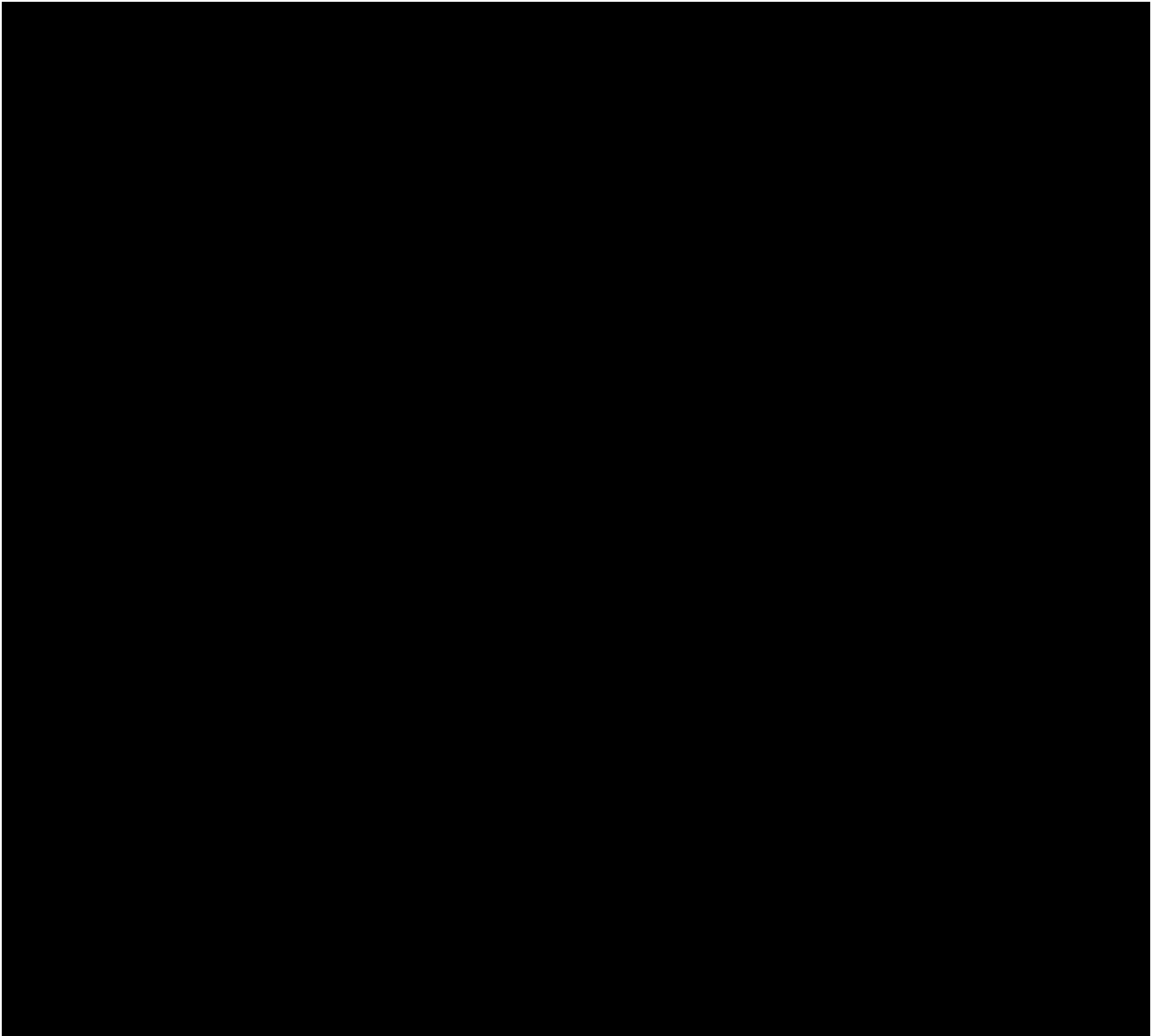
[REDACTED]

[REDACTED]

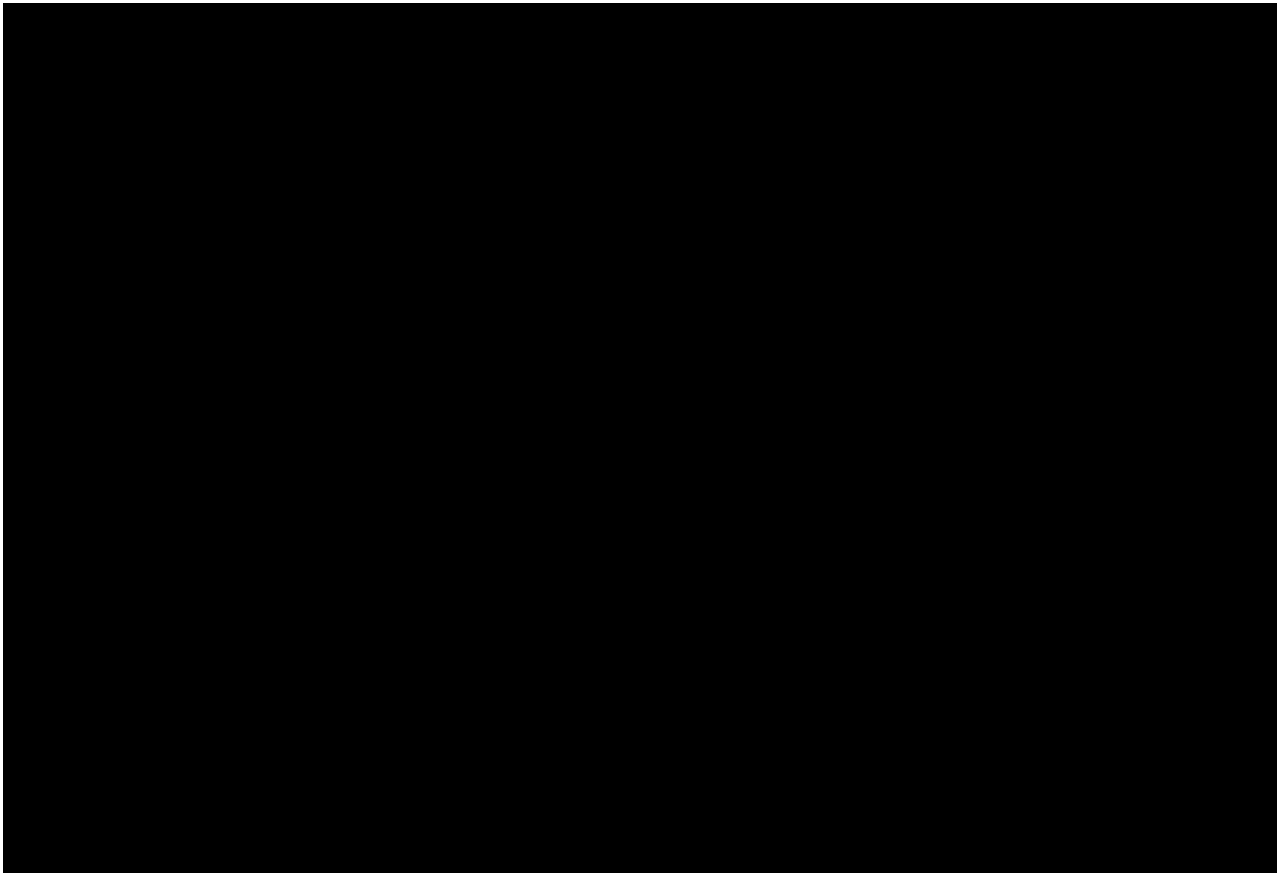




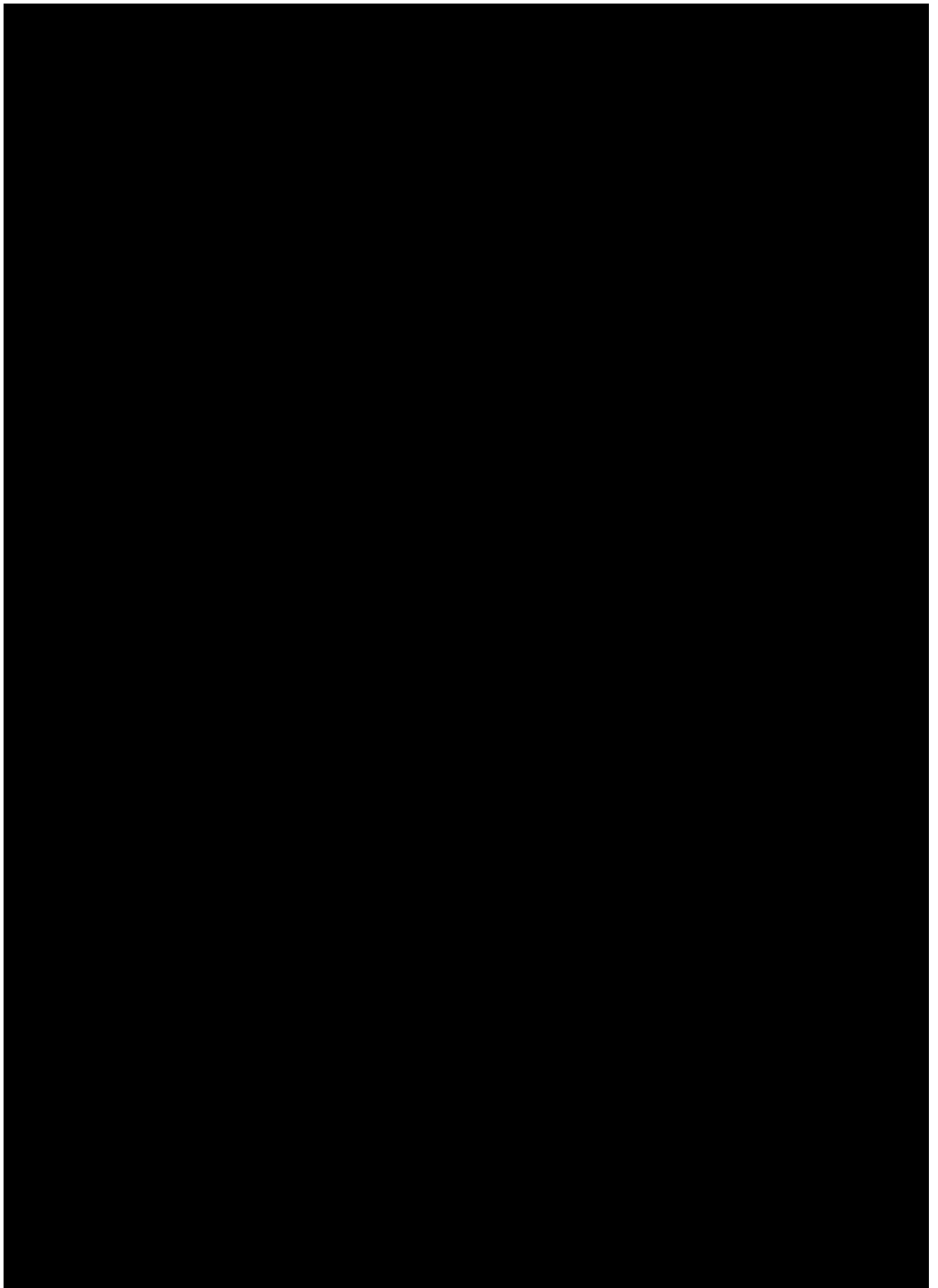
[Redacted text block containing multiple lines of blacked-out content]

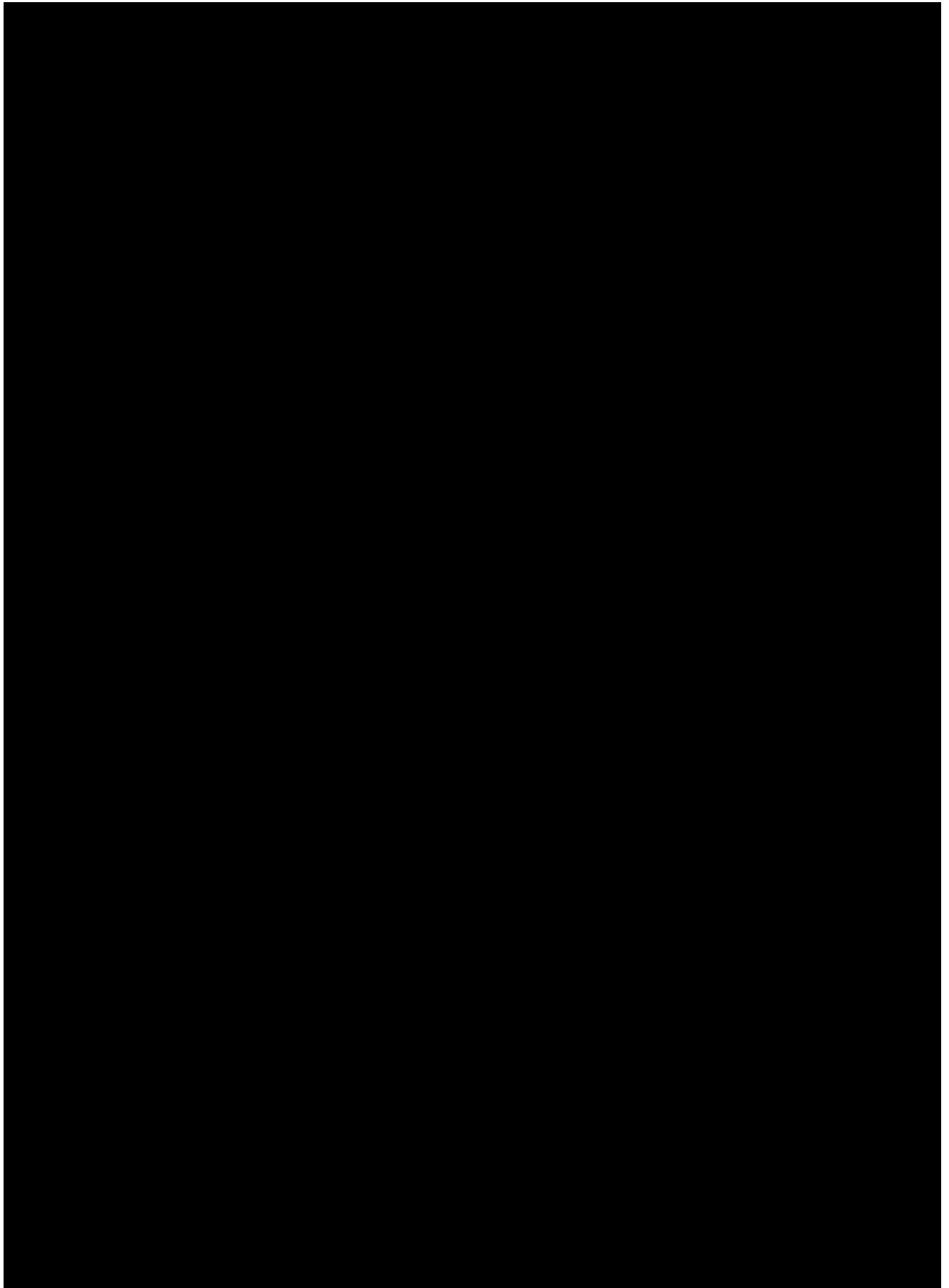


[Redacted text block]



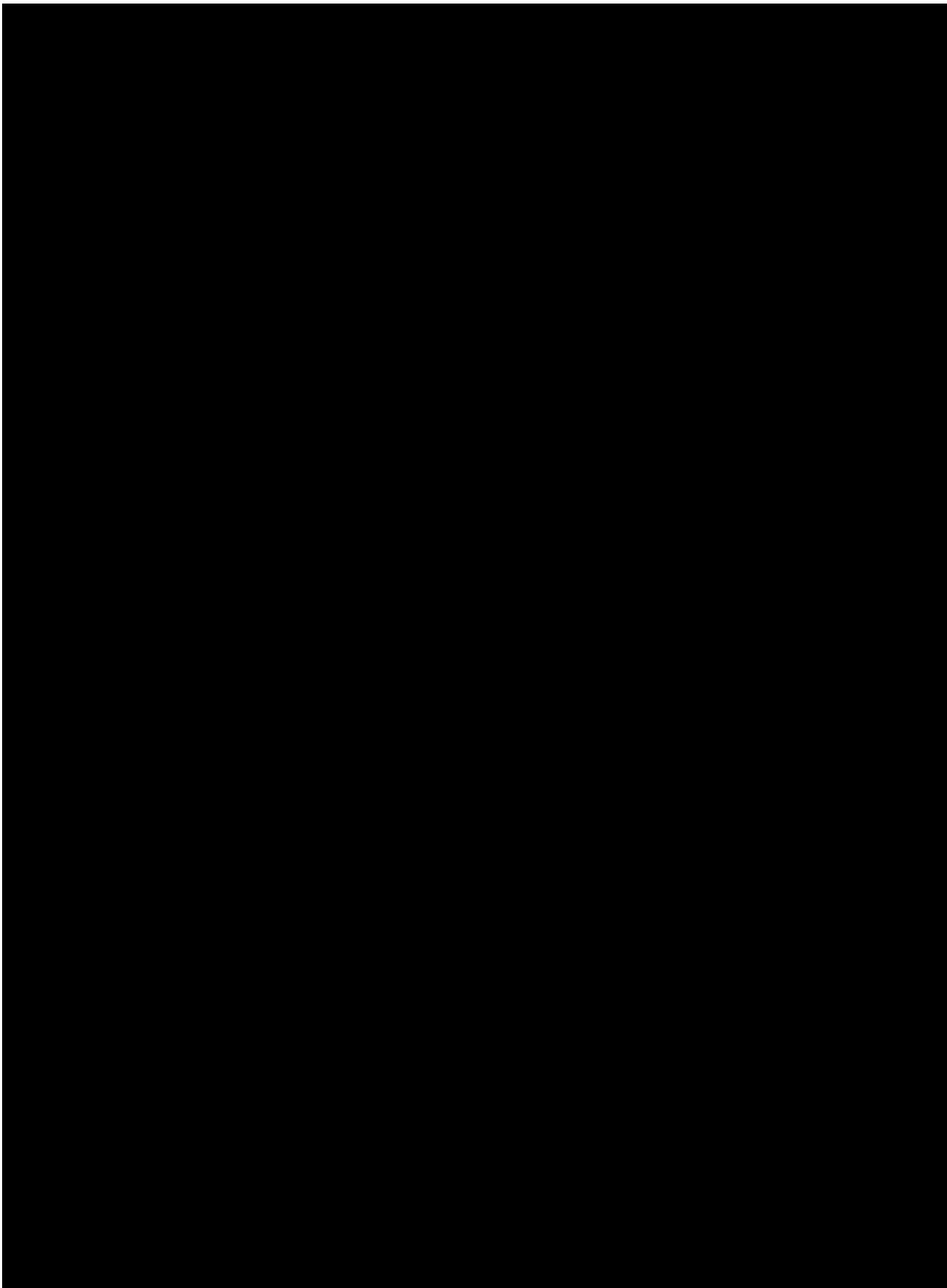
[Redacted text block containing multiple lines of blacked-out content]

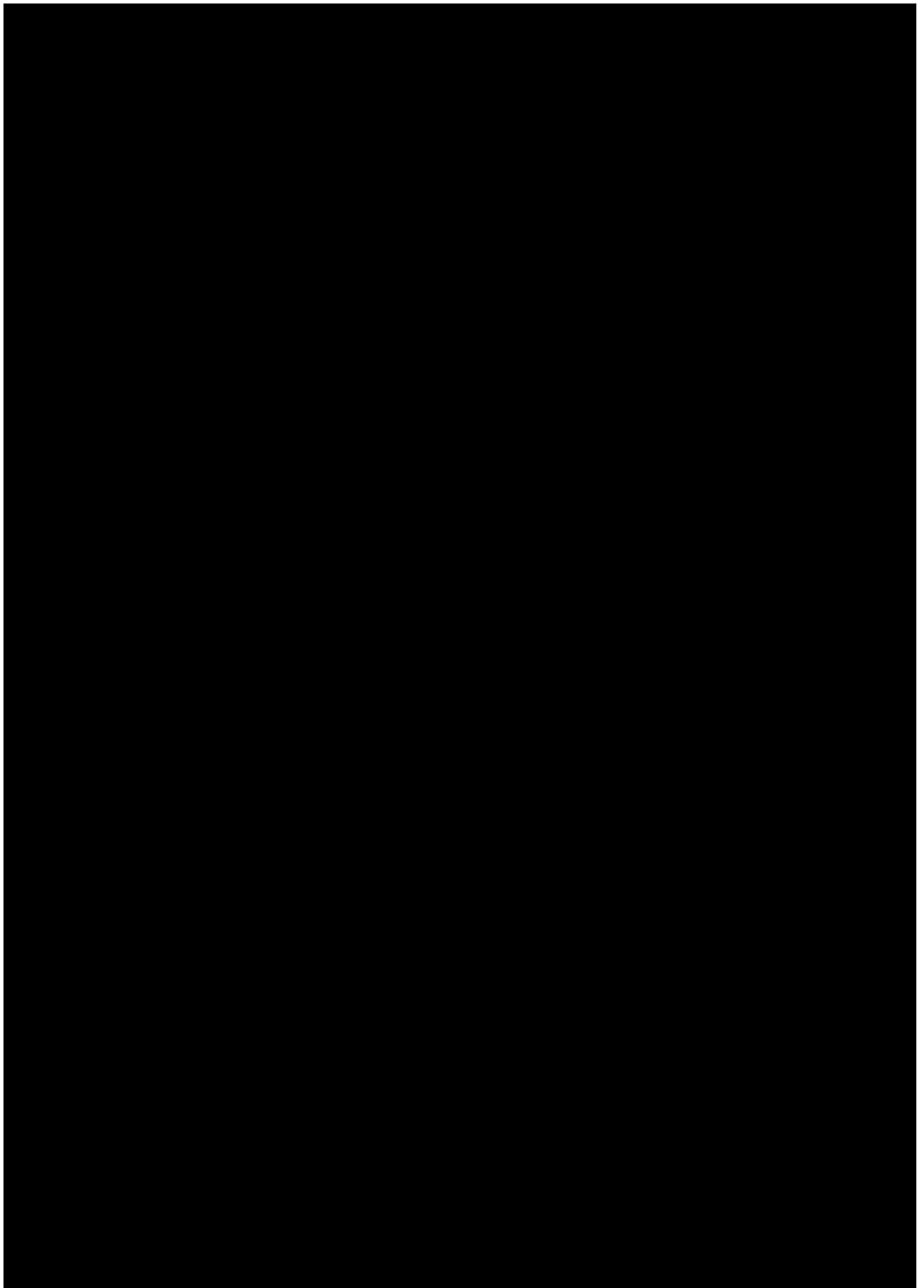


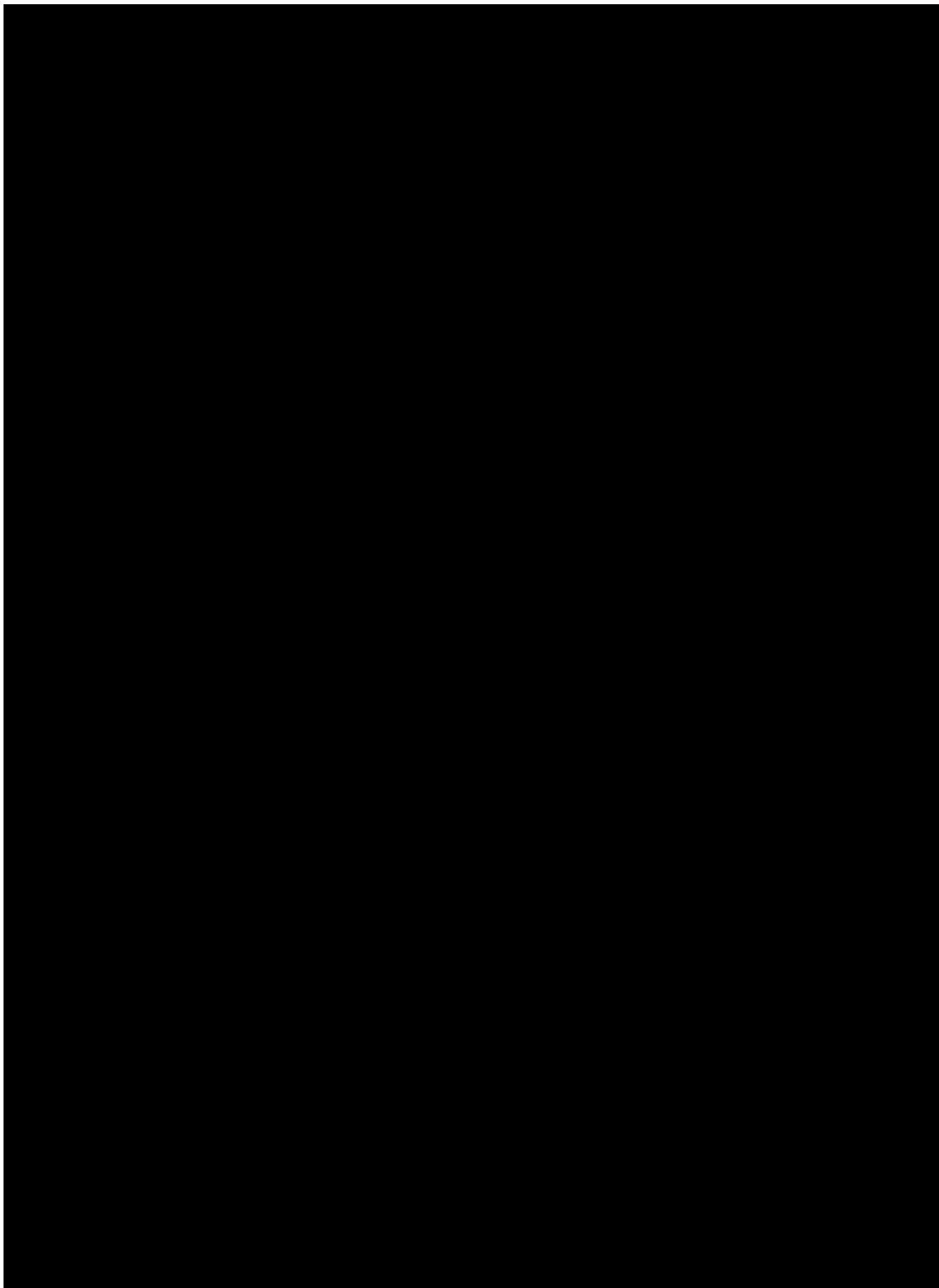


[REDACTED]

[REDACTED]



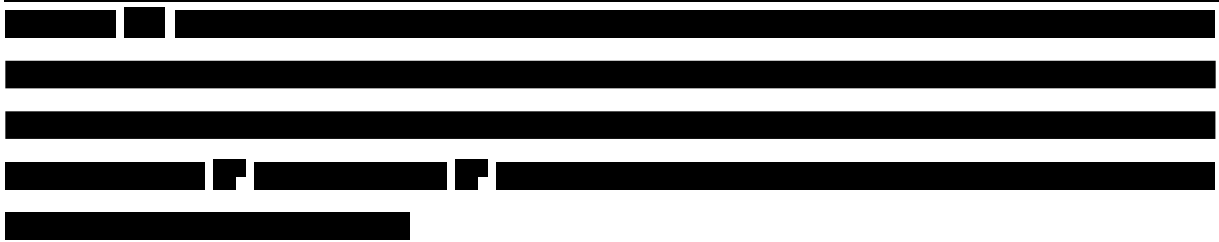




4 Zusammenfassung und Ausblick

In der Badesaison 2020 war die Cyanobakterienentwicklung in den einzelnen Gewässersystemen sehr unterschiedlich ausgeprägt. Im Strandbad Müggelsee (B116), im Tegeler See (B309) sowie im Strandbad Wannsee (B350) war sie vernachlässigbar gering. Die entsprechenden Biovolumina lagen saisonübergreifend unter $0,1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$, oft waren Cyanobakterien gar nicht im Phytoplankton nachweisbar. Während die beiden erstgenannten Seen derzeit einen mesotrophen Gewässerstatus erreicht haben, ist der Große Wannsee aufgrund hoher Phosphorgehalte weiterhin als eutroph (e1) einzustufen.

[illegible]



Insgesamt blieb die Konzentration der Toxine MC, CYN und ATX an allen untersuchten Badestellen während der gesamten Saison weit unter dem UBA-Leitwert von $30 \mu\text{g L}^{-1}$, welcher selbst bei täglicher Exposition als unbedenklich gilt.

Blütenbildende Cyanobakteriengattungen wie *Microcystis* und *Planktothrix* benötigen neben Phosphor unterschiedliche Formen von Stickstoff wie Ammonium, Nitrat oder auch organische Verbindungen wie Harnstoff zum Wachstum und zur Produktion von Microcystinen. Bei erhöhten Stickstoffkonzentrationen und hoher Lichtintensität (bei $300 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$) wiesen Chaffier et al. (2018) eine erhöhte Microcystinproduktion (Genexpression) nach. Es war dabei egal, ob Stickstoff pulsartig – wie bei hohen Abflüssen – oder kontinuierlich zugeführt wurde. Letzteres ist durch seeinterne Ammoniumregenerierung aus Nitrat der Fall.

Innerhalb der planktischen Cyanobakteriengemeinschaft waren 2020 erneut nostocale Gattungen wie *Aphanizomenon* vertreten. Diese können im Herbst oder bei ungünstigen Lebensbedingungen Dauerstadien (Akineten) bilden und im Sediment überwintern. Bei Resuspension oder verbesserten Licht- und Temperaturbedingungen können sie auch nach längeren Ruhephasen wieder auskeimen. Temperaturen über 8°C und eine Lichtintensität $> 6 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ wird für die Auskeimung der Akineten als ausreichend angesehen (Rücker et al. 2012, Ramm 2014). Der Akinetenpool im Sediment stellt dabei das potentielle Inokulum für die folgende planktische Population. Allerdings kommt es während des Winters durch Fraß, Viren- und Pilzbefall oder Verdriftung zu enormen Verlusten bis 70 %. Für das Auskeimen und die spätere Populationsgröße scheinen die artspezifischen Anforderungen an Randbedingungen wie die Lichtverfügbarkeit entscheidender zu sein als die Größe des Akinetenpools (Ramm 2014).

Die Untersuchung von Anatoxin-a und der Nachweis von benthischen bzw. tychoplanktischen Cyanobakterien wurde 2020 an ausgewählten Badestellen und auch Anlas bezogen fortgesetzt. In den ausgeschüttelten Makrophytenproben lag die maximale Konzentration unter $0,05 \mu\text{g ATX g}^{-1} \text{FG}$ (Kap- 3.1.1.) und war damit weit von der angenommenen letalen Dosis von $0,25 \text{mg kg}^{-1}$ entfernt. Das Umweltbundesamt wies Anatoxin-a in einer Freiwasserprobe vom Kanonenplatz (Tegeler See) in einer Konzentration von max. $12 \mu\text{g L}^{-1}$ nach. Es ist möglich, dass sich größere Ansammlungen der potentiell toxischen Cyanobakterien außerhalb der Badestellen in schwer zugänglichen Uferbereichen befinden und dass Hunde besonders sensibel auf das Toxin reagieren und durch den spezifischen Geruch nach Geosmin und

Methylisoborneol besonders angezogen werden. Im Staat Oregon (USA) gilt zum Schutz von Hunden ein besonders niedriger Leitwert von $0,4 \mu\text{g L}^{-1}$ in Gewässern, die zur Erholung genutzt werden (Testai et al., 2016).

Studien belegen, dass benthische Cyanobakterienansammlungen/Matten eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität der toxinbildenden Stämme/Genotypen innerhalb unterschiedlichster Spezies aufweisen und sich die Verteilung schnell ändern kann (u.a. Quiblier et al., 2013, Wood & Puddick, 2017, Christensen & Khan, 2020, Wood et al, 2020). So wiesen Wood et al. (2012) eine 100-fache Variation der produzierten Menge an Homo-/Anatoxin-a in *Phormidium*-Stämmen nach, welche engräumig aus benthischen Matten isoliert wurden. In benthischen Matten sind häufig die Gattungen *Microcoleus*/*Phormidium* vertreten, zu welcher - genetischen Analysen zufolge - auch die Gattung *Tychonema* gezählt werden kann (mikroskopisch sind die Gattungen nicht zuverlässig zu trennen, in Conklin et al., 2020). Besonders gefährlich ist es, wenn sich die Matten oder sonstige Cyanobakterien-Aggregate aus Biofilmen, Makrophyten etc. - z.B. durch Gasbildung - vom Untergrund lösen und an der Oberfläche auftreiben, wie dies auch im Tegeler See 2017 der Fall war. Im Mandichosee traten 2019 ebenfalls Intoxikationen von Hunden auf. Die Summe von Anatoxin und Dihydroanatoxin variierte dabei zwischen $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ im Freiwasser und $68.000 \mu\text{g L}^{-1}$ in Proben mit Cyanobakterienmatten, die *Tychonema* enthielten (Bauer et al., 2020), wobei Dihydroanatoxin um den Faktor 100 höher konzentriert war.

Von den 65 beschriebenen Neurotoxinen, die in Cyanobakterien vorkommen können, sind die neurotoxischen Alkaloide wie Anatoxine am Besten untersucht. Neben Anatoxin-a, das strukturelle Ähnlichkeiten zu Kokain aufweist, sind als weitere Strukturvarianten Dihydro-Anatoxin-a, Homoanatoxin-a und Dihydrohomoanatoxin-a jeweils in cis- oder trans-Konfiguration bekannt (Puddick et al., 2021, Conklin et al. 2020, Christensen & Khan, 2020). Conklin et al. (2020) wiesen in *Microcoleus*-Isolaten weniger als 1 % Anatoxin-a (ATX) im Vergleich zu Dihydroanatoxin-a (dhATX) nach, das in einer bis zu 1000fach höheren Konzentration vorlag. Außerdem belegen ihre Studien, dass dhATX aktiv biosynthetisiert wird und kein Abbauprodukt darstellt wie früher angenommen. Die Toxizität, welche auf der Ähnlichkeit zu Acetylcholin und einer Überstimulierung des neuromuskulären Systems beruht, wird von Homoanatoxin gegenüber Anatoxin als größer eingeschätzt (in Christensen & Khan, 2020). Puddick et al. (2021) geben bei intraperitonealer Injektion in Mäusen eine geringere Toxizität für dhATX (LD_{50} 0,73 mg/kg) im Vergleich zu ATX (LD_{50} 0,23 mg/kg) an. Bei oraler Gabe (Magensonde und Futter) war die Toxizität zwar insgesamt geringer, aber für dhATX im Vergleich zu ATX höher (LD_{50} 2,5 mg/kg für dhATX gegenüber 10,6 mg/kg für ATX bei Sondenfütterung).

Für die Badesaison 2021 sollten parallele Messungen von ATX und dhATX eingeplant werden,

da im Tegeler See dann insgesamt wesentlich höhere Konzentrationen zu erwarten sind.

Anatoxin-a ist wasserlöslich und in angesäuertem Medium stabil, während es in alkalischem Milieu schnell abgebaut wird. Im Sonnenlicht unterliegt es einem schnellen Abbau; die Halbwertszeit bei pH 8-9 und unter Lichteinwirkung wird nur mit 2 h, ohne Licht mit fünf Tagen angegeben. Im Sediment soll sie bei 5-10 Tagen liegen. Bei Temperaturen über 20°C ist der Abbau beschleunigt (in Christensen & Khan, 2020).

Literatur

- BadegewässerV, 2003. Verordnung über die Qualität der Badegewässer Berlin, v. 2.7.1998, GVBl. 1998, S. 222, geändert am 27.12.2003, GVBl 59(44), S. 585.
- Bauer, F., Fastner, J., Bartha-Dima, B., Breuer, W., Falkenau, A., Mayer, C. & Raeder, U., 2020. Mass Occurrence of Anatoxin-a and Dihydroanatoxin-a-Producing *Tychonema* sp. in Mesotrophic Reservoir Mandichosee (River Lech, Germany as a Cause of Neurotoxicosis in Dogs. *Toxins* 12, 726;1-17.
- Beulker, C., 2006 – 2008. Blaualgenmonitoring in Berliner Badegewässern. Berichte im Auftrag des LAGeSo, Berlin.
- Chaffin, J.D., Davis, T.W., Smith, D.J., Baer, M.M., Dick, G.J., 2018. Interactions between nitrogen form, loading rate, and light intensity on *Microcystis* and *Planktothrix* growth and microcystin production. *Harmful Algae* 73, 84-97.
- Christensen, V.G., Khan, E., 2020. Freshwater neurotoxins and concerns for human, animal, and ecosystem health: A review of anatoxin-a and saxitoxin. *Science of the Total Environment* 736, 17p.
- Conklin, K.Y., Stancheva, R., Otten, T.G., Fadness, R., Boyer, G.L., Read, B., Zhang, X., Sheath, R.G., 2020. Molecular and morphological characterisation of a novel dihydroanatoxin-a producing *Microcoleus* species (cyanobacteria) from the Russian River, California, USA. *Harmful Algae* 93, 11p.
- DEV, 1985. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser- und Schlammuntersuchung. DIN 38412/L16. 1985. Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes von Oberflächenwasser. VCH, Weinheim, Loseblattsammlung.
- Hoffmann, A., 2009 – 2020. Blaualgenmonitoring in Berliner Badegewässern. Bericht im Auftrag des LAGeSo, Berlin.
- Humpage A., Falconer, I., Bernard, C., Frosio, S., Fabbro, L., 2012. Toxicity of the cyanobacterium *Limnothrix* AC0243 to male Balb/c mice. *Water Research* 46, 15556-1565.
- Kim, B. H., Lee, W. S., Kim, Y.-O., Lee, H.-O. & Han, M.-S., 2005. Relationship between akinete germination and vegetative population of *Anabaena flos-aquae* (Nostocales, Cyanobacteria) in Seokchon reservoir (Seoul, Korea). *Archiv für Hydrobiologie* 163, 49–64.
- Köhler, A., 1999 – 2005. Blaualgenmonitoring und Microcystin-Konzentration in Berliner Badegewässern. Berichte im Auftrag des LAGeSi, Berlin.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2014. Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. 34 Seiten.

- Puddick, J., van Ginkel, R., Page, C.D., Murray, J.S., Greenhough, H.E., Bowater, J., Selwood, A.I., Wodd, S.A., Prinsep, M.R., Truman, P., Munday, R., Finch, S.C., 2021. Acute toxicity of dihydroanatoxin-a from *Microcoleus autumnalis* in comparison to anatoxin-a. *Chemosphere* 263, 11p.
- Quiblier, C, Wodd, S., Echenique-Subiabre, I., Heath, M., Villeneuve, A., Humbert, J.-F., 2013. A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria – Ecology, toxin production and risk management. *Water Research* 47: 5464 – 5479.
- Ramm, J., 2014. Occurrence and life-cycle strategies of bloom-forming Nostocales (cyanobacteria) in deep lakes in Northern Germany and in Lake Kinneret, Israel. Dissertation der Fakultät für Umweltwissenschaften der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg, 129 Seiten.
- Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. Amtsblatt der Europäischen Union L 64/37.
- Rücker, J., Wiedner, C., Nixdorf, B., Ramm, J. & Gonsiorczyk, T., 2012. Lebenszyklus von Nostocales – eine spezifische dynamische Komponente zur Vorhersage von Cyanobakterienblüten in Seen und Staugewässern (Fachlicher Schlussbericht BMBF-FKZ: 02WT0985 und 02WT0986), 52. Bad Saarow, Neuglobsow.
- Seifert, M., McGregor, G. Eaglesham, G., Wickramasinghe, W. Shaw, G., 2007. First evidence for the production of cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin by the freshwater benthic cyanobacterium, *Lyngbya wollei* (Farlow ex Gomont) Zpeziale and Dyck. *Harmful algae* 6(1): 73-80.
- Testai, E., Scardala, S., Vichi, S., Buratti, F.M. and E. Funari, 2016. Risk to human health associated with the environmental occurrence of cyanobacterial neurotoxic alkaloids anatoxins and saxitoxins. *Critical Reviews in Toxicology*, 35p.
- Umweltbundesamt (UBA), 2015. Empfehlung zum Schutz von Badenden vor Cyanobakterien-Toxinen. Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz 58: 908-920.
- Wood, S.A., Smith, F.M., Heath, M.QW., Palfroy, T., Gaw, S., Young, R.G., Ryan, K.G., 2012. Within-mat variability in anatoxin-a and homoanatoxin-a-production among benthic *Phormidium* (cyanobacteria) strains. *Toxins* 4, 900-912.
- Wood, S.A., and J. Puddick, 2017. The Abundance of Toxic Genotypes Is a Key Contributor to Anatoxin Variability in *Phormidium*-Dominated benthic Mats. *Mar. Drugs* 15, 307, 1-11.
- Wood, S.A., Kelly, L.T., Bouma-Gregson, K., Humbert, J.-F., Dail Laughinghouse, H., Lazorchak, J., McAllister, T.G., Mc Queen, A., Pokrzywinski, K., Puddick, J., Quiblier, C., Reitz, L.A., Ryan, K.G., Vadeboncoeur, Y., Zastepa, A., Davis, T.W., 2020. Toxic benthic freshwater cyanobacterial proliferations: Challenges and solutions für enhancing knowledge and improving monitoring and mitigation. *Freshwater Biology*, n.n., 19p.